# LA RADIOACTIVITÉ DANS L'ENVIRONNEMENT AQUATIQUE AU CANADA

CNRC N° 19251

315

National Research Council Canada
Conseil national de recherches Canada

NOUVELLE PUBLICATION

Environmental Secretariat
Secrétariat de l'environnement

Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality
Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement

Ottawa, Canada
K1A 0R6

# LA RADIOACTIVITÉ DANS L'ENVIRONNEMENT AQUATIQUE AU CANADA

Certains s'inquiètent des effets que pourrait avoir sur l'environnement le rejet de radionucléides dans les eaux du Canada. On a chargé un groupe d'étude d'examiner d'un oeil critique la documentation traitant des effets des rayonnements ionisants sur les organismes aquatiques et sur leur milieu et de recommander dans quelle voie orienter les recherches dans ce domaine.

Le présent rapport porte essentiellement sur les radionucléides d'origine naturelle ou anthropogénique rejetés dans les eaux au Canada; sur le transport, la distribution et le comportement des radionucléides en eau douce, en eau salée et dans les estuaires; sur la dosimétrie des rayonnements ionisants en milieu aquatique; enfin, sur les effets des rayonnements ionisants sur les organismes, les populations et les écosystèmes des milieux aquatiques.

Les auteurs du présent rapport recommandent de pousser les recherches dans plusieurs domaines, entre autres: intensité des rayonnements de fond dans les écosystèmes aquatiques au Canada; rejet des radionucléides résultant de l'extraction et du traitement de l'uranium, de la production d'électricité avec le pétrole et le charbon, de la production d'engrais phosphatés; transport de radionucléides jusque dans l'environnement marin du Canada; répartition de certains radionucléides entre l'eau, les sédiments et le biote des lacs; mécanismes d'absorption et d'élimination des radionucléides par les organismes vivantes; effets à long terme des rayonnements chroniques de faible intensité sur les organismes aquatiques; et enfin, modifications somatiques et génétiques induites par les rayonnements chez les organismes aquatiques.

Version anglaise (292 pages)
Publication No. NRCC 19250
Available through prepaid purchase orders from

Version française (à paraître)
Publication nº CNRC 19251
En vente, moyennant commandes prépayées, au Service des

Publications, NRCC/CNRC
Ottawa, Ontario, Canada K1A 0R6

Prix/Price: 8,00 $

Canada

National Research Council Canada
Conseil national de recherches Canada

Environmental Secretariat
Secrétariat de l'environnement

Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality
Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement

Ottawa, Canada
K1A 0R6

**ANNOUNCEMENT OF PUBLICATION**

# RADIOACTIVITY IN THE CANADIAN AQUATIC ENVIRONMENT

Concern has been expressed regarding the environmental effects which may result from the release of radionuclides into the Canadian aquatic environment. A panel was assembled to critically review literature relating to the effects of ionizing radiation on aquatic organisms and ecosystems and to formulate recommendations for further research in this area.

Emphasis in this document has been placed on natural and anthropogenic sources of radionuclides in the Canadian aquatic environment; transport, distribution, and behavior of radionuclides in freshwater, marine, and estuarine systems; dosimetry of ionizing radiation in the aquatic environment; and effects of ionizing radiation on aquatic organisms, populations, and ecosystems.

The authors recommend further research in several areas, including: background radiation levels in aquatic ecosystems in Canada; radionuclide releases from uranium mining and milling operations, oil- and coal-fired power stations, and phosphate fertilizer plants; the transport of radionuclides to the Canadian marine environment; the partitioning of specific radionuclides among lake water, sediment, and biota; the mechanisms of radionuclide uptake and release by biological organisms; the long-term effects of chronic low-level radiation on aquatic organisms; and radiation-induced somatic and genetic changes in populations of aquatic organisms.

English version (292 pages)
Publication No. NRCC 19250
Available through prepaid purchase orders from

Version française (à paraître)
Publication nº CNRC 19251
En vente, moyennant commandes prépayées, au Service des

Publications, NRCC/CNRC
Ottawa, Ontario, Canada K1A 0R6

Price/Prix: $8.00

# DÉDICACE

Ivan Lindsay Ophel, Président du Groupe d'experts sur la radioactivité dans l'environnement aquatique au Canada, est mort subitement le 12 avril 1983. En 1981, il avait démissioné du poste de chef de la Division de la recherche environnementale pour des raisons de santé et assumait depuis les fonctions de chercheur principal à la Division des sciences de la santé aux Laboratoires nucléaires de Chalk River, Énergie atomique du Canada Ltée.

Les membres du Groupe, qui le regretteront longtemps, dédient à sa mémoire le présent document auquel il a porté une contribution inestimable.

CONSEIL NATIONAL DE RECHERCHES DU CANADA

COMITÉ ASSOCIÉ SUR LES CRITÈRES SCIENTIFIQUES CONCERNANT L'ÉTAT DE L'ENVIRONNEMENT

# LA RADIOACTIVITÉ DANS L'ENVIRONNEMENT AQUATIQUE AU CANADA

SOUS-COMITÉ DE L'EAU

Publication n$^{O}$ CNRC 19251

du

Secrétariat de l'environnement

Droits de la Couronne réservés

1983

En vente, moyennant commandes prepayées, au:

Service des publications, NRCC/CNRC
Ottawa, Canada K1A 0R6

Prix: 8,00 $

Le Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement a été créé par le Conseil national de recherches du Canada en réponse à un mandat du gouvernement fédéral visant à élaborer des directives scientifiques pour définir la qualité de l'environnement. Ce Comité s'intéresse strictement aux critères scientifiques, les normes de pollution et les objectifs étant la responsabilité des autorités de réglementation et étant établis dans le but de lutter contre la pollution. Ces normes et objectifs sont d'abord basés sur des critères scientifiques, mais ils tiennent compte également de l'impact socio-économique optimal des mesures proposées ainsi que de l'état de la technologie existante.

Le programme du Comité associé comprend l'évaluation des données disponibles relatives à la probabilité des effets de produits de contamination sur les organismes récepteurs, ainsi que l'appréciation des principes fondamentaux et des connaissances scientifiques qui y sont apparentés. On s'intéresse surtout aux produits de contamination et aux organismes récepteurs (et leurs interactions) qui sont importants pour notre pays, car les évaluations faites dans d'autres pays ou dans d'autres régions ne s'avèrent pas toujours pertinentes pour le Canada.

Les membres du Comité associé, de ses Sous-comités et de ses Groupes d'experts siègent à titre volontaire et sont choisis suivant leur compétence individuelle et leur expérience applicable, tout en tenant compte de l'équilibre qu'il faut conserver entre tous les secteurs au Canada. La responsabilité de la qualité des documents d'étude appartient au Comité associé. Chaque rapport est soigneusement revu suivant une méthode comprenant des étapes multiples, méthode qui a été établie et qui est contrôlée par le Conseil national de recherches du Canada, afin de conserver l'objectivité dans la présentation de connaissances scientifiques, la publication et la diffusion d'un rapport n'étant effectuées qu'après révision complète.

Nous invitons les intéressés à émettre des commentaires sur les documents du Comité associé, commentaires qui seront ensuite soigneusement revus par des Groupes d'experts. On envisage la révision périodique de ces critères scientifiques au fur et à mesure des nouvelles connaissances.

Tous les ouvrages publiés par le Comité associé le sont en français et en anglais.

GROUPE D'EXPERTS

M. I.L. Ophel (Président)
Division des sciences de la santé
Énergie atomique du Canada limitée
Laboratoires nucléaires de Chalk River
Chalk River (Ontario)
K0J 1J0

M. R.C. Pierce (Secrétaire)
Secrétariat de l'environnement
Division des sciences biologiques
Conseil national de recherches du Canada
100, Promenade Sussex
Ottawa (Ontario)
K1A 0R6

M. J.M. Bewers
Division d'océanographie chimique
Institut d'océanographie Bedford
C.P. 1006
Dartmouth (Nouvelle-Écosse)
B2Y 4A2

M. G.J. Brunskill
Freshwater Institute
501 University Crescent
Winnipeg (Ontario)
R3T 2N6

M. B.G. Blaylock
Environmental Sciences Division
Oak Ridge National Laboratory
Building 1505
Oak Ridge, Tennessee
É.-U. 37830

M. R.M. Chatterjee
Direction de l'évaluation
et de la recherche
Commission de contrôle de
l'énergie atomique du Canada
270, rue Albert
C.P. 1046
Ottawa (Ontario)
K1P 5S9

Mme. M.G. Sheffer
Secrétariat de l'environnement
Division des sciences
biologiques
Conseil national de
recherches du Canada
100, promenade Sussex
Ottawa (Ontario)
K1A 0R6

REMERCIMENTS

Le groupe d'experts tient à remercier G.H. Copp et E. Maser qui ont préparé le document en vue de sa publication, ainsi que K. O'Connor qui en a assuré la dactylographie.

Le groupe d'experts tient aussi à remercier les nombreuses personnes ayant fourni une aide scientifique, dont S.E.M. Elliot, R.H. Hesslein et P. Wilkinson de l'Institut des eaux douces, J.E. Guthrie, O.E Acres et J.M. Judd d'Énergie atomique du Canada limitée, ainsi que J.N. Smith et G. Seibert de l'institut océanographique de Bedford.

Le personnel de bibliothèques d'EACL, de l'Institut des eaux douces et de l'Institut de Bedford nous ont énormément aidés pendant la préparation du présent document; nous tenons à les remercier ainsi que J. Sims de l'Institut de Bedford.

Tableau des facteurs de conversion de la dose de rayonnement et de la radioactivité

| Quantité | En unités SI | Dénomination | Ancienne unité | Facteur de conversion |
|---|---|---|---|---|
| Exposition | $C.kg^{-1}$ | (Ne s'applique pas) | röntgen (R) | 1 $C.kg^{-1}$ ≈ 3876 R |
| Dose absorbée | $J.kg^{-1}$ | gray (Gy) | rad (rad) | 1 Gy = 100 rad |
| Activité | $s^{-1}$ | becquerel (Bq) | curie (ci) | 1 Bq ≈ $2,7 \times 10^{-11}$ Ci |

α Pour plus de renseignements, voir Bacq et Alexander (1961).

Tableau des multiples des unités SI

| Facteur multiplant l'unité | Symbole | Préfixe |
|---|---|---|
| $10^{18}$ | E | exa |
| $10^{15}$ | P | péta |
| $10^{12}$ | T | téra |
| $10^{9}$ | G | giga |
| $10^{6}$ | M | méga |
| $10^{3}$ | k | kilo |
| $10^{-3}$ | m | milli |
| $10^{-6}$ | μ | micro |
| $10^{-9}$ | n | nano |
| $10^{-12}$ | p | pico |
| $10^{-15}$ | f | femto |
| $10^{-18}$ | a | atto |

# RÉSUMÉ


1. Sources (voir Section 2.0)

PROCESSUS NATURELS (voir Section 2.1)

Plusieurs radionuclides existent à l'état naturel dans l'environnement terrestre. Les radionuclides d'origine cosmique, dont le $^{3}H$, le $^{7}Be$, le $^{14}C$ et le $^{22}Na$, sont principalement produits par interaction dans l'atmosphère des rayons cosmiques avec l'atome correspondant. Les radionuclides primordiaux comprennent le $^{40}K$ aussi bien que les membres des séries de l'uranium et du thorium; on les trouve dans les roches, le sol et l'atmosphère.

PROCESSUS ANTHROPIQUES (voir Section 2.2)

Les essais atmosphériques d'armes nucléaires comptent parmi les sources les plus importantes de radionuclides anthropiques dans le milieu aquatique. À la suite d'explosions d'armes à fission et à fusion, des radionuclides, comme le $^{137}Cs$, le $^{90}Sr$, le $^{239}Pu$, le $^{240}Pu$, le tritium et le $^{14}C$, peuvent être introduits dans l'atmosphère terrestre. La désintégration de satellites nucléaires est une source relativement nouvelle de radioactivité anthropique dans le milieu aquatique.

Le cycle du combustible nucléaire, qui comprend l'extraction, la préparation mécanique, la transformation (raffinage), la fabrication, la production d'électricité, le retraitement du combustible et le transport et l'enfouissement des résidus, constitue une autre source. Les mines d'uranium produisent trois sortes de résidus: les eaux souterraines (p.ex. 13 630 $m^3.d^{-1}$ rejetées à une mine situées à Beaverlodge (Saskatchewan)), les résidus rocheux (p.ex. 10% de la production minière de la Rio Algom (Ontario)) et le rejet des gaz de ventillation (radon et descendants du radon surtout). Aux usines de préparation mécanique traitant du minerai contenant de l'uranium et ses descendants, il y a rejet de grandes quantités de radium et de thorium avec les stériles; on trouvera aussi du $^{227}Ac$, du $^{210}Pb$ et du $^{210}Po$ dans la décharge des résidus. Le principal résidu provenant du raffinage d'uranium est le raffinat contenant l'uranium non récupéré, du $^{232}Th$ et du $^{226}Ra$. Le total du $^{226}Ra$ rejeté avec les résidus de la raffinerie de Port Hope (Ontario) représente environ 48 $GBq.a^{-1}$. Les quantités de matières radioactives rejetées dans le milieu par les usines de fabrication de combustible sont très petites, probablement inférieures à 40 $GBq.a^{-1}$. Les réacteurs canadiens produisent de grandes quantités de tritium; de plus, il y a rejet d'iode, de gaz nobles et de matières particulaires radioactifs. Les rejets annuels de radionuclides gazeux et aqueux par la plupart des centrales nucléaires canadiennes entre 1972 et 1980 sont données dans les tableaux de la Section 2.2.2.5.

Le rejet de matières radioactives utilisées en médecine ou dans l'industrie dans les eaux d'égout des municipalités n'a guère d'effet sur les niveaux de radioactivités dans les Grands Lacs. La plupart des radionuclides atteignant les lacs existent dans la nature ou proviennent des retombées des essais nucléaires, bien qu'il existe de petites quantités de radionuclides à courte période utilisés en médecine nucléaire (p.ex. 4,3 GBq de $^{51}Cr$ parviennent chaque année au lac Ontario avec les effluents de l'usine d'épuration d'Hamilton (Ontario)).

INTENSIFICATION DES SOURCES NATURELLES PAR LA TECHNOLOGIE (voir Section 2.3)

Le rayonnement naturel peut atteindre plus facilement la biosphère par suite du développement de certains types de technologie. Par exemple, le rejet dans l'air de matières radioactives par une centrale alimentée au charbon peut être plus important que celui d'une centrale nucléaire, pouvant atteindre 12 $MBq(MW(e)a)^{-1}$ selon la radionuclide. Les engrais au phosphate, qui contiennent parfois des concentrations éleveés de radionuclides naturels, peuvent être transportés avec le ruissellement jusqu'au milieu aquatique.

## 2. TRANSPORT, DISTRIBUTION ET COMPORTEMENT (voir Section 3.0)

### PROCESSUS DE TRANSPORT (voir Section 3.2)

Les processus et les conditions physiques, chimiques, biologiques et géologiques influent sur le transport, la distribution et le comportement des radionuclides dans les systèmes aquatiques. Par exemple, la forme sous laquelle une substance chimique est transportée influe sur son comportement dans les systèmes aquatiques. Les substances solubles sont mélangées et se déplacent de la même façon que l'eau. Les radionuclides qui sont transportés sous des formes qui ne sont pas des solutions véritables (p.ex. sous forme de colloïdes, fixés à des ligands organiques ou adsorbés sur des particules) ne se comportent pas de la même façon. Les radionuclides non solubles sont soumis à plusieurs processus de mélange dans les systèmes aquatiques, dont le brassage par turbulence des couches d'eau de surface, le brassage horizontal et vertical, la sédimentation sous l'effet de la gravité, la saltation et le charriage dans les rivières et les estuaires.

Les sédiments en suspension dans les eaux fluviales ou charriés par celles-ci sont transportés jusqu'à la mer. Presque $2 \times 10^3$ kg de matières en suspension sont déversées dans les océans chaque année. Au Canada, le transport fluvial par charriage représente entre 5 et 20% de la charge totale en sédiments. Les matières altérées contenant des radionuclides peuvent être stockées pendant des périodes considérables à l'intérieur du bassin versant d'un fleuve ou d'une

rivière avant d'être transportées jusqu'à l'océan; environ 90% des matières en suspension ainsi rejetées restent sur le plateau continental. Le transport atmosphérique de matières particulaires depuis les régions sensibles à l'érosion éolienne constitue un autre mode important. Ce mode de transport depuis les régions terrestres canadiennes jusqu'aux océans voisins déplace probablement quelque $10^{10}$ kg de matière par année. Les matières particulaires proviennent aussi de l'érosion glaciaire et de l'activité volcanique. Ces matières peuvent être remobilisées dans l'océan par des processus d'érosion et redistribuées pr transport en suspension, puis redéposées par sédimentation.

L'étude directe des radionuclides dans les estuaires nous a fourni une partie importante de nos connaissances sur le comportement des éléments dans ces milieux. De la même façon, nos connaissances de la géochimie des éléments stables peuvent servir à prévoir le comportement des radionuclides dans les régions côtières à leur sortie des fleuves et des rivières. Les éléments sont transportés par les eaux fluviales sous forme de matières dissoutes, colloïdales et particulaires. Les éléments sous forme de matières particulaires peuvent être liés à l'intérieur du réseau cristallin d'un minéral ou fixés plus lâchement à des particules par adsorption; ils peuvent aussi former une complexe avec des ligands organiques ou précipiter à l'intérieur de couches d'oxydes métalliques. Lorsque les eaux fluviales et l'eau de mer se mélangent dans les estuaires, leur état physique et chimique est profondément modifié. Il s'ensuit un rétablissement de l'équilibre entre la composition de l'eau et celle des particules. Les éléments dissous peuvent être précipités sur les matières en suspension ou la portion échangeable adsorbée sur des particules peut être réduite par dissolution. De nombreux éléments, y compris les métaux alcalins, les métaux alcalino-terreux et les halogènes, présentent une courbe linéaire de mélange. Le fer, un élément non soluble, est toujours précipté dans les estuaires, tandis que le manganèse en solution semble être précipité pendant le mélange estuarien pour être ensuite libéré de nouveau dans la colonne d'eau après remobilisation dans les sédiments de fond réducteurs.

Les processus biologiques jouent aussi un rôle important dans le transport et la distribution des radionuclides. Dans les lacs, le zooplancton et d'autres organismes pélagiques et benthiques transforment les matières organiques et inorganiques en boulettes fécales qui peuvent s'enfoncer et apporter rapidement leurs constituants aux sédiments. Les organismes morts coulent également, entraînant avec eux leurs constituants squelettiques et organiques qui peuvent être ensuite libérés par décomposition. Les organismes benthiques brassent les sédiments, ce qui peut avoir une influence profonde sur la physico-chimie des sédiments et des processus d'échange entre les phases particulaire et dissoute ainsi que sur le taux de diffusion des constituants dissous dans les sédiments. Les particules détritiques et authigènes à proximité de la rive sont d'habitude redistribuées dans les

bassins sédimentaires plus profonds des lacs par brassage turbulent. Dans l'océan, le processus biologique est très semblable. Cependant, comme les profondeurs sont plus grandes, les proportions de matières d'origine biologique régénérées dans la colonne d'eau sont plus grandes que dans les sédiments, et le rôle des détritus biologiques dégradés s'enfonçant dans les couches profondes est plus important dans l'élimination des éléments qu'il ne l'est en milieu lacustre. La régulation de la distribution de beaucoup d'éléments par formation de minéraux authigène dans les eaux marines est aussi plus importante que dans les lacs d'eau douce.

## ÉLÉMENTS ANALOGUES STABLES (voir Section 3.3)

Le transport d'un radionuclide ressemble à celui de son analogue stable, dans la mesure où les formes chimiques sous lesquelles le radionuclide et son analogue sont introduits dans l'environnement se ressemblent, elles aussi. La connaissance de la distribution et du comportement des éléments stables est donc un outil utile pour étudier les voies et le devenir des isotopes radioactifs dans l'environnement.

Les formes sous lesquelles les radionuclides pénètrent dans l'océan sont importantes, car elles déterminent leur temps de séjour probable. Les matières particulaires rejetées par les fleuves et les rivières ont des temps de séjour très courts (≈ 10 a), alors que les éléments dissous ont d'habitude des temps de séjour beaucoup plus longs.

## RADIONUCLIDES EN EAU DOUCE (voir Section 3.4)

### Altération naturelle (voir Section 3.4.1)

L'apport annuel de certains radionuclides naturels par unité de surface de bassin versant varie considérablement. Par exemple, l'apport de $^{238}U$ varie de 4,3 $MBq.km^{-2}.a^{-1}$ dans la rivière Liard (T.N.-O.) à 0,082 $MBq.km^{-2}.a^{-1}$ dans le fleuve Saint-Laurent. On connaît mal le déplacement annuel du thorium, du $^{210}Pb$ et du $^{210}Po$ depuis la terre vers l'eau. Au Canada, l'apport atmosphérique de $^{210}Pb$ dans les sédiments lacustres varie peu entre 49 et 74°N, la plupart des valeurs étant comprises entre 30 et 630 $Bq.m^{-2}.a^{-1}$.

### Retombées des essais nucléaires et déchets des réacteurs nucléaires (voir Section 3.4.2)

On a fait plusieurs études sur le comportement du $^{3}H$ dans les eaux canadiennes. Il semble qu'il y ait rejet avec la décharge de la rivière des Outaouais d'à peu près le tiers de l'apport annuel de $^{3}H$ par les précipitations, les deux autres tiers étant retenus dans les réservoirs de stockage ou perdus par évaporation et désintégration

radioactive. La rétention et le rejet du $^{3}H$ atomique dans les bassins versants du Fraser, du Mackenzie, du Nelson, de la rivière des Outaouais, du Saguenay et du Saint-Laurent varient beaucoup, selon l'importance du stockage dans l'eau de surface et dans la nappe phréatique, la fréquence de renouvellement des eaux lacustres, le climat et la proximité des zones côtières. Des études du déplacement du $^{3}H$ indiquent que ce radionuclide se déplace à peu près à la même vitesse que la nappe phréatique jusque dans le lac Perch et la rivière des Outaouais. Ces études laissent entendre que les petits écosystèmes aquatiques qui se renouvellent rapidement se débarrassent promptement des retombées de nucléides hydrosolubles, mais que les grands lacs qui se renouvellent lentement et les nappes phréatiques dont l'écoulement est lent peuvent conserver des activité plus élevées en nucléides provenant des retombées des années précédentes.

Le déplacement du $^{90}Sr$, un autre nucléide relativement hydrosoluble provenant des retombées des essais nucléaires, a été suivi dans les écosystèmes d'eau de mer et d'eau douce; en général, il semble être éliminé des lacs et des fleuves à un taux proportionnel à la fréquence de revouvellement de l'eau. Par exemple, on a trouvé moins de 2% du $^{90}Sr$ initial dans les sédiments des Grands Lacs du Saint-Laurent, ce qui indique que le radionuclide avait été éliminé à un taux proportionnel au débit de décharge. Dans le bassin versant de la rivière Winnipeg, près de 20% des retombées de $^{90}Sr$, dont l'activité initiale était de 280 TBq, ont été transportées ailleurs par les eaux.

Parmi les radionuclides moins solubles provenant des retombées, seuls de $^{137}Cs$ et le $^{239+240}Pu$ ont été étudiés dans les écosystèmes aquatiques canadiens. L'importance des retombées atmosphériques de $^{137}Cs$ et le moment où elles ont lieu varient beaucoup en terre canadienne. Le $^{137}Cs$ provenant des retombées nucléaires serait lié solidement aux particules de sol et de sédiment d'eau douce, particulièrement à l'illite ou aux minéraux argileux provenant de micas.

On a fait une étude très détaillée des retombées de $^{137}Cs$ et de $^{90}Sr$ dans les précipitations et le ruissellement du bassin versant de la rivière Winnipeg, en se servant des données obtenues à Pinawa (Manitoba) et à International Falls (Minnesota). Entre 1959 et 1980, le bassin versant de la rivière Winnipeg a reçu environ 280 TBq de $^{90}Sr$ et 450 TBq de $^{137}Cs$, et l'apport était maximal entre 1962 et 1964. L'écoulement de $^{90}Sr$ hors du bassin versant était maximum 3 ans après la période de retombées maximum, ce qui permet de penser que le temps de séjour du $^{90}Sr$ dans le sol, les cours d'eau et les lacs de ce bassin versant est de 3 ans. Les taux de retombées récentes de $^{90}Sr$ correspondent presque aux taux d'écoulement fluvial. Cela laisse supposer que les 150 TBq de $^{90}Sr$ restant dans le bassin versant en 1980 sont plus fortement liés au sol et aux sédiments que ne l'était le $^{90}Sr$ pendant les premières années de ruissellement. L'écoulement du $^{137}Cs$ hors du bassin versant est, au moins en partie, régi par la décharge d'eau, vu que l'écoulement du $^{137}Cs$ était très faible au cours des

années de faible ruissellement. Le transport de $^{137}Cs$ peut se faire en partie de façon autre qu'avec les particules en suspension. L'activité du $^{137}Cs$ dans les eaux de la rivière Winnipeg n'est pas reliée aux taux de retombées observés. Une bonne partie du $^{137}Cs$ venant de la rivière et des retombées atmosphériques directes est incorporée dans les sédiments lacustres du bassin sud du lac Winnipeg.

On a étudié de façon très détaillée le déplacement du $^{137}Cs$ et du $^{90}Sr$ contenus dans les déchets des réacteurs nucléaires à travers les sables glaciaires du bassin versant du lac Perch, qui constitue une partie du bassin hydrographique de la rivière des Outaouais, près de Chalk River (Ontario). Ces études ont fourni un ensemble important de données illustrant les différences de comportement entre le $^{137}Cs$ et le $^{90}Sr$. Dans cette région, on a, depuis 1946, enfoui dans des sablières 1,2 PBq de déchets liquides contenant du $^{90}Sr$, du $^{137}Cs$, du $^{106}Ru$, du $^{35}S$, du $^{3}H$, du $^{144}Ce$, du $^{60}Co$ et du $^{154}Eu$. Environ les deux tiers du $^{3}H$ rejeté dans les fosses se rend en quelques mois (par infiltration dans l'eau de surface) jusqu'au lac Perch qui est voisin; l'autre tiers reste stocké à long terme dans le réservoir que constitue la nappe phréatique. Les panaches de $^{90}Sr$ et de $^{137}Cs$ se déplacent lentement dans ces couches aquifères; la vitesse de migration du $^{90}Sr$ est réduite par sorption d'échange avec la portion du sol constituée de feldspath, de biotite et de vermiculite; le $^{137}Cs$ est ralenti par fixation, en partie irréversible, sur les silicates lités et sur les hydroxydes de fer er de manganèse.

Même sous la couche de glace hivernale, le tritium était distribué rapidement et uniformément dans tout le lac Perch. Quatre-vingt-dix pour cent du $^{90}Sr$ retenu dans le lac Perch se trouve dans les sédiments, la distribution avec la profondeur laissant supposer un mécanisme d'incorporation par diffusion limité par l'adsorption sur des particules et l'échange avec le strontium stable. Parmi les 26 GBq de $^{60}Co$ ayant atteint le lac jusqu'à 1969, environ 20% se retrouvait dans les sédiments, 1% dans l'eau du lac et 0.01% dans les plantes aquatiques, les autres 80% correspondant à la perte par désintégration radioactive et par décharge dans les effluents. Le $^{60}Co$ migre avec une rapidité surprenante vers le lac Perch par la nappe phréatique et les affluents de surface, ce qui peut s'expliquer par (i) la complexation du $^{60}Co$ par les hydroxydes ferriques en conditions aérobies puis sa remise en solution avec le fer ferreux en conditions anaérobies, ou par (ii) la mobilisation préférentielle du $^{60}Co$ par les agents complexants, les détergents et les acides présents dans les fosses à déchets.

Entre 1950 et 1980, le sol et les plans d'eau canadiens ont probablement reçu environ 11-37 $MBq.km^{-2}$ de retombées de $^{239+240}Pu$. On a estimé à 67 $MBq.km^{-2}$ la quantité de retombées de $^{239+240}Pu$ se trouvant dans les sédiments lacustres (à une profondeur de 2-8 cm dans les carottes) et une petite portion demeurait dans l'eau (sous forme de particules et d'anions dissous). Les concentrations de plutonium dissous varient de 0,01 à 1,9 $Bq.m^{-3}$ dans les petits lacs du nord-ouest

de l'Ontario, dans ceux du Manitoba et de la Saskatchewan et dans les principaux bassins du Grand Lac des Esclaves. L'activité du plutonium dans la colonne d'eau était probablement régie par des interactions sédiments-eau, puisqu'elle était bien en-deça de celle prévue d'après les taux de retombées, la dilution, la fréquence de renouvellement des eaux lacustres et la solubilité. La distribution du plutonium entre les phases solide et dissoute semble être reliée au pH, à l'alcalinité et, peut-être, à l'abondance de matières organiques vivantes ou mortes dans la colonne d'eau. Le plutonium est présent dans la colonne d'eau sous forme d'une petite espèce ionique, probablement un complexe de carbonate au d'hydroxyde.

Extraction et préparation mécanique du minerai d'uranium (voir Section 3.4.3)

Bien que les radionuclides contenus dans les résidus miniers soient considérés comme le problème environnemental le plus important relié au cycle des combustibles nucléaires, seules quelques études ont mesuré l'apport atmosphérique et hydrologique des éléments de la série de l'uranium aux sites d'extraction et de préparation mécanique du minerai. On a mesuré l'écoulement annuel de $^{226}Ra$ hors du bassin versant de la rivière Serpent (qui comporte plusieurs sites d'extraction et de préparation); entre 1967 et 1974, il variait de 96 à 180 $MBq.km^{-2}.a^{-1}$. Ces quantités dépassent par trois ordres de grandeur celles mesurées dans les bassins versants du bouclier canadien.

L'acidification des eaux de ruissellement provenant du drainage des mines et des résidus acides augmente la lixiviation de la plupart des éléments de la série de l'uranium contenus dans le sol, les sédiments et la roche, ainsi que leur transport dans la nappe phréatique et les eaux de surface. L'augmentation de l'acidité de la nappe phréatique de la région d'Elliot Lake (Ontario) a été reliée à des activités élevées dues à des radionuclides (uranium, thorium, radium, plomb, polonium) ainsi qu'à une teneur élevée en éléments stables. Il existe peu de renseignements additionnels sur la concentration des radionuclides de la série de l'uranium dans les eaux de surface des régions d'extraction et de préparation du minerai au Canada.

Études expérimentales (voir Section 3.4.5)

On a effectué des expériences sur le comportement des radionuclides dans l'ensemble des lacs de la zone lacustre expérimentale (ZLE) située dans le bouclier canadien près de Kenora (Ontario). Voici le genre d'expériences effectuées à cet endroit: (i) on a ajouté du $^{226}Ra$ pour évaluer l'échange gazeux de $^{222}Ra$ à travers l'interface atmosphère - eau lacustre; (ii) on a mis des roches recouverts d'algues et de l'eau lacustre dans une enceinte benthique pour déterminer le taux d'élimination du $^{226}Ra$ par ces algues; (iii) on a fait des expériences

avec des radiotraceurs afin de déterminer la demi-vie de l'élimination de l'eau de radionuclides comme le $^{203}Hg$, le $^{59}Fe$, le $^{60}Co$, le $^{65}Zn$, le $^{134}Cs$ et le $^{75}Se$; et (iv) on a étudié l'effet de l'acidification sur le devenir à court terme des métaux et des radionuclides. La section 3.4.5 traite en autres de ces expériences.

Il n'existe pas d'hypothèse générale concernant la mobilité, la solubilité ou la disponibilité relatives des radionuclides dans l'eau. On traite brièvement des études récentes portant sur les effets de l'état d'oxydation, des espèces ioniques présentes, de la force ionique, du potentiel d'oxydoréduction, du pH et de la présence de ligands inorganiques/organiques sur le comportement des radionuclides dans les systèmes aquatiques. Le plutonium en particulier a été étudié en détail. Plusieurs groupes ont trouvé que les acides humiques et fulviques ont peu d'effet sur la mobilité du plutonium dans le sol ou l'eau, mais que les acides fulviques peuvent réduire la valence apparente du plutonium de VI à IV. D'autres ont trouvé que la fixation du plutonium par les algues et les bactéries était modifiée par les différences de masse moléculaires des fractions de matières organiques dissoutes présentes dans les eaux de surface naturelles: la fixation augmentait en raison inverse de la masse moléculaire des fractions. On a peut-être surestimé l'importance des matières organiques dans la mobilisation des métaux traces; dans les Grands Lacs du Saint-Laurent, le $^{239+240}Pu$ peut exister sous forme d'un complexe anionique avec le $CO_3^{2-}$ ou le $OH^-$. On étudie présentement les espèces formées et la valence du plutonium dans les eaux de surface et les sédiments, et il semble que cet élément puisse exister à divers états d'oxydation et sous forme de diverses espèces moléculaires dans différents types d'eau. On a aussi examiné la formation de complexes de plomb, d'uranium, de technétium et de neptunium avec des espèces organiques et inorganiques.

Contrairement à la matière organique naturelle, dissoute ou particulaire, dont la capacité de fixation est petite aux concentrations faibles, les agents chélateurs, les détergents et les agents complexants fabriqués par l'homme ont la capacité très grande et très spécifique de rendre extrêment mobiles des éléments très insolubles. Par exemple, la mobilité dans l'eau du $^{60}Co$ semble augmenter à la suite de la formation d'un complexe avec l'EDTA, ce qui explique peut-être la migration rapide du $^{60}Co$ dans la nappe phréatique et l'écosystème lacustre du bassin du lac Perch (voir Section 3.4.2).

RADIONUCLIDES DANS L'ENVIRONNEMENT MARIN (voir Section 3.5)

Bien que les océans constituent un "puits" d'envergure pour les radionuclides dissous dans les eaux naturelles et pour ceux contenus dans les sédiments en suspension ou fixés sur ceux-ci, les concentrations de radionuclides dans l'eau de mer sont très faibles. La plupart des radionuclides dans l'eau et les sédiments des océans sont associés à la désintégration des radionuclides primordiaux, alors que

les autres proviennent de l'interaction avec les rayons cosmiques dans l'atmosphère et sont déposés ultérieurement dans les océans. De plus, bien des radionuclides d'origine anthropique se trouvent maintenant dans les eaux et les sédiments marins. Le Canada contribue relativement peu à l'ensemble des radionuclides d'origine anthropique dans les océans. Jusqu'à tout récemment, soit jusqu'à la construction de la centrale nucléaire de Pointe Lepreau (Nouveau-Brunswick), aucun réacteur nucléaire canadien n'était situé sur la côte.

La concentration moyenne du $^{226}Ra$ dans les eaux océaniques de surface est de 1,5 $MBq.L^{-1}$. Il y a dans les océans des gradients verticaux marqués de concentrations de $^{226}Ra$, la teneur en $^{226}Ra$ de la colonne d'eau augmentant avec la profondeur. Le $^{226}Ra$ associé aux particules se déposant dans les sédiments du plateau continental retourne ensuite dans la colonne d'eau, il est ensuite entraîné au large sous forme dissoute, puis il est redéposé par sédimentation dans le milieu pélagique. Il s'ensuit que les sédiments pélagiques de surface peuvent contenir jusqu'à 1,5 $Bq.g^{-1}$ de $^{226}Ra$. Le radium peut aussi diffuser de nouveau dans les eaux benthiques à partir des sédiments pélagiques où il y a remobilisation de l'élément.

Le $^{210}Po$ existe surtout en phase dissoute dans la couche mixte de surface. On a observé un rapport moyen d'activité $^{210}Po$:$^{210}Pb$ d'environ 0,5; il a été attribué en partie à l'incorporation préférentielle du $^{210}Po$ par les organismes marins. De plus, le déséquilibre du rapport $^{210}Po$:$^{210}Pb$ dans la couche mixte de surface peut être attribué au transport rapide du $^{210}Po$ vers les eaux profondes sur la majeure partie de la surface océanique. Contrairement au $^{210}Pb$, le $^{210}Po$ s'associe rapidement aux matières particulaires présentes dans les abysses; son temps de séjour est court, soit à peu près 4 ans.

Dans l'océan, le $^{210}Pb$ existe principalement en phase dissoute. A la surface, il y a un excédent de $^{210}Pb$ par rapport au $^{226}Ra$. On suppose que cet état est maintenu par l'apport de $^{210}Pb$ produit par désintégration du $^{222}Rn$ dans l'atmosphère. Dans les abysses, il existe cependant un déséquilibre du rapport $^{210}Pb$:$^{226}Ra$, manifesté par la diminution des concentrations de $^{210}Pb$ avec la profondeur à travers la thermocline. Cela concorde avec l'élimination du $^{210}Pb$ par entraînement par les matières particulaires qui se déposent, ainsi que par capture à l'interface sédiments-eau.

La plupart des retombées de $^{90}Sr$ dans les océans sont retenues dans la couche de surface au-dessus de la thermocline. En pleine mer, les concentrations (activités) sont à peu près de 0,007 $Bq.L^{-1}$ dans la couche superficielle et plus petite par au moins un facteur de 30 au-dessous de la thermocline. Seulement 1% environ du strontium provenant des retombées atteint les sédiments océaniques. Dans l'eau de mer, le $^{90}Sr$ existe à l'état ionique, est facilement dissous, montre peu de tendance à s'adsorber sur les matières particulaires, se dilue avec la forme stable et constitue un traceur valable pour suivre les

déplacements de l'eau. Le rapport $^{137}Cs:^{90}Sr$ dans l'Atlantique est semblable à celui des retombées; il y a donc relativement peu de différence entre les temps de séjour océanique de ces deux isotopes. Ils semblent se comporter tous deux de la même façon dans l'océan.

Dans l'océan, le plutonium est distribué entre les phases dissoute et particulaire dans des proportions d'environ 30 et 70% respectivement. Il semble que le plutonium se comporte en général comme une espèce non soluble dans l'océan. Il y a un certain transport vertical vers le fond qui peut être facilité par la sédimentation rapide des boulettes fécales du zooplancton. Cependant, comme on a montré que le taux de sédimentation déduit d'après la composante verticale la plus lente est comparable à la vitesse descendante moyenne de l'eau de surface, le plutonium décelé dans les eaux profondes pourrait aussi y avoir été transporté par des mécanismes faisant intervenir des espèces solubles. Dans l'océan Pacifique, l'apparition d'une teneur maximum de plutonium à une profondeur intermédiaire (environ 500 m) semble provenir de la libération du plutonium incorporé dans les particules d'origine biologique de la couche de surface. Les mécanismes d'élimination du plutonium provenant des retombées sur les sédiments côtiers ont été étudiés, et les résultats obtenus laissent entendre que son transport peut se faire par échange ionique, échange isotopique, authigénèse ou fixation biologique directe à l'interface sédiments-eau.

## RADIONUCLIDES DANS LES ESTUAIRES (voir Section 3.6)

La circulation estuaire comporte, près de la surface, un flux net d'eau douce vers la mer et, près du fond de l'embouchure, un flux net d'eau de mer vers la terre accompagné d'un mouvement ascendant. Ainsi, il y a recyclage de tout polluant introduit dans l'estuaire, ce qui rend extrêmement importante l'étude du comportement et de la distribution des radionuclides dans les estuaires.

Le comportement des radionuclides dans les estuaires est souvent différent de celui observé dans l'eau douce ou dans l'eau de mer. Par exemple, en plein océan, les retombées de $^{137}Cs$ sont surtout en solution. Dans les lacs d'eau douce, plus de 90% des retombées de $^{137}Cs$ sont liées à la phase particulaire des sédiments. Cependant, dans les estuaires, la concentration du $^{137}Cs$ dissous semble augmenter en fonction directe de la salinité, phénomène attribuable à la présence de potassium qui réduit l'adsorption du $^{137}Cs$ sur les particules.

L'étude du comportement et de la distribution des radionuclides dans les estuaires peut avoir maintes utilités: par exemple, localisation des zones où les sédiments s'accumulent dans les estuaires et mesure du taux d'accumulation, ainsi que mesure du taux d'élimination des métaux traces à la surface des sédiments et étude des processus régissant leur distribution horizontale et verticale.

## 3. DOSIMÉTRIE DANS LE MILIEU AQUATIQUE (voir Section 4.0)

Il est essential de connaîtreles débits de dose prévus pour les organismes aquatiques pour évaluer les effets environnementaux des radionuclides libérés dans les systèmes aquatiques. Les organismes habitant un environnement contaminé par des matières radioactives sont irradiés par des émetteurs internes par suite de l'absorption de radionuclides contenus dans les aliments et l'eau. Il y a exposition externe vu l'immersion dans de l'eau contenant des radionuclides et la proximité de sédiments contaminés. Le débit de dose provenant des radionuclides présents dans l'eau est en général faible en comparaison de celui causé par les radionuclides assimilés, qui est lui-même égal ou inférieur à celui des radionuclides sédimentaires. Le débit de dose total est relié de près au comportement de l'organisme.

Pour évaluer l'importance biologique de l'accroissement du débit de dose d'origine anthropique, on s'est servi comme ligne de base du débit de dose absorbé provenant du rayonnement de fond naturel. Les débits de dose pour le biote aquatique, évalués par calcul à partir des concentrations observées de radionuclides naturels, vont jusqu'à environ 3,8 $mGy.a^{-1}$, soit le même ordre de grandeur que ceux trouvés dans la majorité des milieux terrestres. Les débits de dose estimés pour les organismes aquatiques et dus à la retombée de radionuclides en eaux salées et en eaux douces se situent dans la même plage que les débits de dose due au rayonnement naturel.

On peut soit mesurer à l'aide d'un dosimètre les débits de dose absorbés par les organismes aquatiques dans les milieux contaminés, soit les calculer en se servant des équations appropriées. On a suivi deux approches pour calculer ces débits de dose. L'une d'entre elles, utilisée au laboratoire national de Oak Ridge, fait intervenir un programme permettant de calculer les débits de dose externe et interne pour plusieurs types de biotes d'eau salée et d'eau douce (p.ex. plantes aquatiques, invertébrés et poissons) et ne demandant que l'introduction dans l'ordinateur de la concentration du radionuclide dans l'eau. Grâce à cette méthode, on peut évaluer rapidement les doses, mais elles sont en général plus élevées que la valeur réelle.

Dans l'autre approche, le calcul se fait en utilisant des dimensions plus exactes pour les divers organismes aquatiques (phytoplancton, zooplancton, mollusques, crustacés et poissons) afin d'évaluer les débits de dose provenant des radionuclides incorporés ainsi que de ceux présents dans l'eau et dans les sédiments.

À la section mentionnée, ces deux méthodes sont décrites en détail, de même que les hypothèses posées; on présente aussi plusieurs tableaux de données pertinentes.

## 4. EFFET DU RAYONNEMENT IONISANT SUR LES ORGANISMES AQUATIQUES (voir Section 5.0)

En général, la plupart des organismes aquatiques sont assez résistants à de faibles niveaux de rayonnement ionisant. Les oeufs de certains poissons et certains invertébrés et poissons aux premiers stades sont des exceptions à cette règle, ceux-ci présentant des dommages et des effets létaux à des doses de 0,2-2 Gy.

### EFFETS D'UNE EXPOSITION AIGUË (voir Section 5.3)

La mortalité est le critère le plus utilisé pour étudier les effets d'une exposition aiguë sur les organismes aquatiques. Parmi les autres paramètres indiquant qu'il y a dommage, on compte le taux de croissance, le potentiel reproductif, la fécondité et les réponses comportementales et physiologiques.

La dose létale pour une espèce en particulier peut être modifiée de façon substantielle par une changement des conditions d'exposition et par l'âge ou la condition physiologique des organismes exposés. Par exemple, le dommage est beaucoup moindre lorsque la totale est administrée sur une longue période, ce qui permet aux processus de récupération d'intervenir. La sensibilité à la radioactivé varie aussi avec l'âge ou, dans le cas d'oeufs non éclos, avec le stade du développement. On a, par exemple, obtenu différentes courbes dose-effet à divers stades du développement des truites arc-en-ciel.

La température et la salinité sont les facteurs environnementaux dont l'interaction avec le rayonnement influe le plus sur la radiosensibilité observée chez les organismes. La température à laquelle les poissons sont soumis à une exposition aiguë a peu d'effet sur la survie; cependant, les températures auxquelles ils sont soumis par la suite ont un effet prononcé sur la période de survie après l'irradiation. Une basse température prolonge de beaucoup le temps de survie moyen; cependant, lorsque, après l'irradiation, on remet les organismes aquatiques poïkilothermes dans un milieu plus chaud, le taux de mortalité est semblable à celui prévu pour des expositions aiguës à des températures plus élevées.

La température modifie les effets du rayonnement sur les processus de développement et de reproduction embryonnaires chez des organismes aquatiques. Par exemple, aux basses températures, il y a interruption du développement morphologique de l'embryon; aux températures élevées, il y a accroissement des effets de l'irradiation sur certains paramètres de la reproduction. Des études comportant l'irradiation chronique à diverses températures montrent que, à température élevée, la récupération se fait pendant l'irradiation, mais qu'elle est empêchée à basse température.

Au niveau cellulaire, les basses températures prolongent ou empêchent la régénération des populations de cellules irradiées, ce qui empêche ou supprime le processus de récupération. Aux températures élevées, les cellules irradiées se régénèrent plus rapidement et le processus de récupération est plus rapide.

La salinité influe aussi sur la réponse au rayonnement, ce qui n'est pas surprenant car des doses élevées peuvent endommager les deux systèmes cellulaires (l'épithélium intestinal et les branchies) qui sont importantes pour la régulation osmotique. Par exemple, lors d'expériences effectuées aux températures élevées sur Fundulus, à mesure que la salinité diminuait, il fallait davantage de rayonnement pour tuer ce poisson; aux températures très basses, les poissons pouvaient cependant tolérer davantage de rayonnement lorsque la salinité était plus élevée.

## EFFETS D'UNE EXPOSITION CHRONIQUE (voir Section 5.4)

Lorsque des organismes sont exposés de façon continue à de faibles doses de rayonnement (< 10 $mGy.d^{-1}$), la dose totale nécessaire pour causer la mort ou tout autre lésion est plus élevée que lorsque l'organisme est exposé à une seule dose importante. L'exposition chronique peut provenir de sources de rayonnement extérieures à l'organisme aquatique ou encore de radionuclides assimilés dans ses tissus.

Peu d'études ont été effectuées sur les effets d'une exposition chronique chez les organismes aquatiques. La plupart des études sur les lacs et les cours d'eau contaminés se sont intéressées à la distribution des radionuclides contaminants et aux voies qu'ils utilisent; elles ont cependant négligé la question des effets possibles du rayonnement sur le biote aquatique. De plus, d'autres contaminants peuvent avoir des effets délétères sur l'organisme pouvant masquer efficacement tout dommage par rayonnement. Au Canada, les résultats des relevés de la qualité des eaux n'ont pas permis de calculer les doses de rayonnement reçues par les organismes aquatiques; tous les effets biologiques observés ont été le résultat de la pollution chimique associée.

Même s'il est possible de calculer les doses de rayonnement, la difficulté de déceler les effets correspondants provient du fait que les débits de dose sont relativement faibles. Dans le lac White Oak (Tennessee), un bassin de décantation de déchets radioactifs, les débits de dose dépassent, 2,3 $Gy.a^{-1}$ pour les invertébrés benthiques et 3,6 $Gy.a^{-1}$ pour certaines espèces de poissons. Cependant, peu de changement pouvait être relié directement à l'exposition au rayonnement.

On a effectué beaucoup d'études expérimentales sur l'effet du rayonnement sur des cultures d'organismes aquatiques conservés en

laboratoire. La plupart de ces expériences font intervenir une seul espèce vivant dans des conditions environnementales constantes et exposée pour une courte période à des concentrations connues de radionuclides dissous. Même dans ces conditions, l'estimation des débits de dose est un problème à cause des incertitudes relatives aux facteurs de bioaccumulation et à la distribution des radionuclides dans les tissus des organismes. Il semble cependant qu'on n'ait observé aucun effet délétère jusqu'à des concentrations de radionuclides dans l'eau ou dans les tissus d'au moins six ordres de grandeur plus élevées que celles présentement mesurées dans les eaux ou le biote de l'environnement canadien.

Les premières expériences ont laissé entendre que les oeufs de poisson en développement étaient sensibles à des traces infimes de radioactivité dans l'eau, et que des doses de l'ordre de dizaines de micrograys provenant de radionuclides incorporés avaient nuit à l'éclosion et provoqué la formation de larves anormales. Des expériences tentant de reproduire ces résultats ont montré que la réponse au rayonnement était masquée par la grande sensibilité des oeufs aux effets perturbants des conditions mécaniques, osmotiques, chimiques ou thermiques mal réglées, ainsi que par la variabilité de la qualité des oeufs. Aucune expérience ultérieure n'a corroboré la conclusion voulant que les oeufs de poisson en développement soient anormalement sensibles au rayonnement dû aux radionuclides incorporés.

Seules quelques études ont porté sur l'effet du rayonnement extérieur sur les oeufs en développement. L'irradiation chronique d'oeufs de plie en développement avec des débits de dose atteignant 0,26 $mC.kg^{-1}.h^{-1}$ n'a provoqué aucune différence importante du pourcentage d'oeufs éclos ou du nombre de larves anormales. L'exposition d'oeufs de saumon en développement à des débits compris entre 0,13 et 1,3 $mC.kg^{-1}.d^{-1}$ n'a pas causé suffisamment de dommage aux populations pour réduire leur capacité reproductrice sur une période de plusieurs générations, bien qu'il y ait eu accroissement des anomalies chez les jeunes poissons à tous les débits de dose. À un débit d'exposition dépassant 2,6 $mC.kg^{-1}.d^{-1}$, le taux de croissance des jeunes poissons était nettement inférieur à celui des témoins.

Des populations adultes de Daphnia élevées en laboratoire ont été exposées de façon chronique à un rayonnement gamma d'une source de $^{60}Co$. Le débit maximal tolérable variait de 114 à 343 $mC.kg^{-1}.d^{-1}$, selon l'apport d'aliments et la présence d'autres stress. L'irradiation de gastéropodes aquatiques pendant 24 semaines à raison de 2,4 $Gy.d^{-1}$ a eu des effets sur leur fécondité. De jeunes crabes bleus, irradiés en continu pendant 70 jours, n'ont accusé aucun effet jusqu'à un débit de dose de 6,5 $Gy.d^{-1}$. Certaines poissons adultes exposés de façon chronique à un rayonnement gamma pendant de longues périodes n'ont présenté aucun effet délétère à 2,1 $Gy.d^{-1}$, bien que d'autres (poisson arc-en-ciel) aient accusé une diminution de fécondité après irradiation pendant 2 ans à 0,06 $Gy.d^{-1}$.

## 5. EFFETS DU RAYONNEMENT SUR LES POPULATIONS ET LES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES (voir Section 6.0)

La mesure des paramètres de l'écosystème total (p.ex. biomasse et productivité) ne semble pas utile pour déceler l'effet de faibles niveaux de rayonnement. Les fonctions physiologiques des algues sessiles exposées à 5,2-7,7 $\mu C.kg^{-1}.d^{-1}$ ne semblent pas modifiées. Des doses totales aiguës de 1-10 kGy de rayonnement gamma sont nécessaires pour modifier des paramètres comme la teneur en chlorophylle *a*, la biomasse et le développement des collectivités dans des microcosmes aquatiques simples. Des études effectuées sur deux microcosmes marins exposés de façon chronique pendant 10-12 mois au rayonnement gamma n'ont pas réussi à révéler l'effet du rayonnement à des débits de dose allant jusqu'à 33 $mGy.h^{-1}$.

Des études ont été effectuées sur des populations naturelles d'organismes aquatiques exposés de façon chronique à un rayonnement beaucoup plus élevé que le rayonnement de fond. Les faibles niveaux de rayonnement mesurés dans les plies contaminées au voisinage de Windscale (Angleterre) semblaient n'avoir aucun effect délétère sur le stock de plies. Dans le lac White Oak, l'exposition chronique à environ 1000 fois le rayonnement de fond (2,3 $Gy.a^{-1}$) augmentait la fréquence des aberrations chromosomiques chez des populations de moucheron. La fréquence de production de sacs ovigères était réduite chez une population de gastéropodes aquatiques exposés à une dose de 6,5 $mGy.d^{-1}$, même s'il y avait production d'un nombre accru d'oeufs par sac. Chez les gambusies du lac, on a trouvé un plus grand nombre d'alevins en comparaison des poissons témoins, bien qu'il y eût aussi davantage de décès et d'anomalies. On a attribué l'augmentation de la fréquence des décès et des anomalies chez les embryons à l'accroissement de la fréquence des gènes récessifs létaux et délétères dans le pool génétique de la population du lac White Oak. On a observé des effets semblables sur la fécondité de saumons Chinook irradiés des façon expérimentale.

On ne peut pas évaluer complètement les effets du rayonnement sur les organismes aquatiques sans considérer les mutations qu'il induit. On a évalué que le taux de mutation chez les poissons était de l'ordre de $7 \times 10^{-6}$ $Gy^{-1}$ par locus. On a estimé qu'il fallait que les oeufs et les spermatozoïdes de truite arc-en-ciel reçoivent une dose de 0,26 Gy pour que la fréquence des malformations devienne le double de celles observées chez les témoins; une dose de 0,54 Gy faisait doubler le taux de malformations oculaires importantes.

La plupart des études traitant des effets du rayonnement ionisant sur les organismes aquatiques font intervenir des débits de dose beaucoup plus élevés que ceux mentionnés dans le présent document ($<10$ $mGy.d^{-1}$). Puisqu'on n'a décelé dans les écosystèmes aquatiques aucun effet somatique dû à l'irradiation chronique à un faible niveau de rayonnement, on peut présumer que ces effets sont minimes et peu fréquents et qu'ils influeraient peu sur le bien-être des populations.

On ne décèlerait, prévoit-on, aucun effet génétique délétère important dans une population d'organismes aquatiques exposés à des débits de dose aussi faibles.

## RECOMMANDATIONS

1. Il n'y a guère de données sur la présence et la géochimie des radionuclides naturels dans les eaux de surface pour toutes les régions du Canada, particulièrement pour les régions arctiques, les glaciers et les régions côtières. L'étude plus poussée des données brutes existantes (en grande partie des mesures brutes du rayonnement gamma et bêta) a un intérêt limité; à moins de doser chaque radionuclide, il ne sera pas possible d'évaluer de façon adéquate leur action sur le milieu aquatique. On recommande donc:

D'EFFECTUER DES RECHERCHES POUR ÉTUDIER EN DÉTAIL LE NIVEAU DE RAYONNEMENT DU AUX RADIONUCLIDE NATURELS ET LE NIVEAU DE RAYONNEMENT DE FOND DANS LES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES CANADIENS.

Il existe peu de renseignements sur les quantités de radionuclides naturels spécifiques émis par les procédés industriels et par l'utilisation de nouvelles techniques, et sur leur comportement ultérieur dans le milieu. Il est donc recommandé:

DE DOSER LES RADIONUCLIDES REJETÉS AUX SITES D'EXTRACTION ET DE PRÉPARATION MÉCANIQUE DE L'URANIUM (SURTOUT LE RADIUM, LE RADON ET LES DESCENDANTS DU RADON ($^{210}Pb$, $^{210}Po$), L'URANIUM ET LE THORIUM), AUX CENTRALES ÉLECTRIQUES ALIMENTÉES AU PÉTROLE OU AU CHARBON ET AUX USINES DE FABRICATION D'ENGRAIS AU PHOSPHATE (Y COMPRIS LES SOUS-PRODUITS). IL Y AURAIT ÉGALEMENT LIEU D'EFFECTUER DES ÉTUDES SUR LE TRANSPORT, LA DISTRIBUTION ET LE COMPORTEMENT ULTÉRIEUR DE CES RADIONUCLIDES DANS LE MILIEU AQUATIQUE.

Bien des données canadiennes sont difficiles à utiliser à cause de problèmes dus aux techniques d'échantillonnage et d'analyse et aux méthodes d'expression des résultats. Il est donc recommandé:

D'ENCOURAGER LES LABORATOIRES CANADIENS DE RADIOCHIMIE À SIGNALER CLAIREMENT TOUTES ERREURS D'ÉCHANTILLONNAGE, D'ANALYSE, D'IDENTIFICATION RADIOCHIMIQUE ET DE COMPTAGE; À DÉCRIRE DE FAÇON PRÉCISE LES MÉTHODES AYANT SERVI AUX ANALYSES; À ÉNONCER CLAIREMENT LA VALEUR ET LA SIGNIFICATION DES RÉSULTATS PUBLIÉS; ET À IDENTIFIER LA PRÉCISION ABSOLUE DES MESURES À L'AIDE DE RÉFÉRENCES NATIONALES ET INTERNATIONALES ET D'ISOTOPES SERVANT À DÉTERMINER LES RENDEMENTS ANALYTIQUES RADIOCHIMIQUES. ON DEVRAIT AUSSI METTRE EN OEUVRE UN PROGRAMME CANADIEN DE COMPARAISON DES RÉSULTATS ENTRE LES LABORATOIRES DE RADIOCHIMIE.

La plupart des renseignements existants relatifs aux radionuclides dans le milieu marin sont d'origine non canadienne, étant donné qu'on a effectué peu de dosages de radionuclides dans nos eaux côtières. Il s'ensuit que la distribution des radionuclides dans les eaux littorales canadiennes n'est pas aussi bien connue qu'elle ne l'est pour les eaux et les sédiments côtiers des autres pays développés. Il est donc recommandé:

D'EFFECTUER DES ÉTUDES SUR L'APPORT DE RADIONUCLIDE DANS LE MILIEU MARIN CANADIEN AINSI QUE SUR LEUR MOBILITÉ, EN INSISTANT SUR LEUR TRANSPORT DANS LES BASSINS DE DRAINAGE ET LEUR REJET ULTÉRIEUR DANS L'OCÉAN. ON DEVRAIT S'EFFORCER DE DÉCOUVRIR LES FACTEURS INFLUANT SUR LA MOBILITÉ DES RADIONUCLIDES DANS LES BASSINS DE DRAINAGE, AINSI QUE LES EFFETS SUR LA MOBILITÉ DE PROCESSUS ANTHROPIQUES COMME LE DÉBOISEMENT. IL Y AURAIT LIEU D'ÉTUDIER PLUS EN PROFONDEUR LE TRANSPORT ATMOSPHÉRIQUE ET LES RETOMBÉES DE RADIONUCLIDES, SOUS FORMES PARTICULAIRE ET DISSOUTE, DANS LE MILIEU MARIN CANADIEN, AINSI QUE LES VOIES DE TRANSPORT ET D'ÉLIMINATION DES RADIONUCLIDES DANS LES EAUX PRÈS DU LITTORAL ET EN PLEINE MER. À CETTE FIN, IL SERAIT JUSTIFIÉ, DANS LE DOMAINE DE LA RECHERCHE OCÉANOGRAPHIQUE AU CANADA, D'ÉQUILIBRER PLUS ÉQUITABLEMENT L'ATTENTION PORTÉE AUX RADIONUCLIDES ET AUTRES CONSTITUANTS MARINS COMME LES MÉTAUX LOURDS ET LES COMPOSÉS ORGANIQUES ARTIFICIELS.

2. Selon les travaux antérieurs, des nucléides données se comportent différemment dans l'eau selon que la concentration en sel dissous est faible ou forte; de plus, l'action de certains cations, anions, matières organiques et matières solides en suspension modifie le comportement des radionuclides étudiés en laboratoire. Par exemple, les eaux peu salines des lacs du bouclier canadien peuvent être à l'origine des facteurs de concentration anormalement élevés pour les métaux et les radionuclides dans les biotes, à cause des faibles concentrations de sels nutritifs et d'éléments stables dans ces eaux. Il est donc recommandé:

D'ÉTUDIER DANS DIVERS TYPES D'EAU LACUSTRE LE PARTAGE DE RADIONUCLIDES DONNÉS ENTRE L'EAU, LES SÉDIMENTS ET LE BIOTE. LES EXPÉRIENCES À COURT TERME EFFECTUÉES EN LABORATOIRE ET DANS LE MILIEU EN VUE DE DÉTERMINER LES COEFFICIENTS DE DISTRIBUTION DE NUCLÉIDES DONNÉS DEVRAIENT COMPORTER AUSSI DES ÉTUDES À LONG TERME SUR LE DÉPLACEMENT DES RADIONUCLIDES DANS LES SOLS HÉTÉROGÈNES, LES SÉDIMENTS LACUSTRES ET LES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES.

On utilise présentement les facteurs de concentration comme outils pratiques permettant de faire des évaluations prudentes dans les modèles simplifiés simulant le déplacement de radionuclides dans la chaîne alimentaire. Il y aurait lieu d'encourager les recherches sur la pertinence du principe des facteurs de concentration dans ces modèles. Il est donc recommandé:

DE SE SERVIR DES ÉTUDES SUR LES DIVERS MÉCANISMES D'ABSORPTION ET DE REJET DES RADIONUCLIDES PAR LES POPULATIONS OU LES ORGANISMES BIOLOGIQUES, POUR METTRE AU POINT DE MEILLEURS MODÈLES DU DÉPLACEMENT DES RADIONUCLIDES DANS LA CHAÎNE ALIMENTAIRE, EN VUE DE REMPLACER LES SIMPLES FACTEURS DE CONCENTRATION ORGANISME/EAU. LES RECHERCHES SUR L'ABSORPTION, LE MÉTABOLISME, LA RÉTENTION ET L'EXCRÉTION DES RADIONUCLIDES PAR LES ORGANISMES AQUATIQUES DEVRAIENT ÊTRE RELIÉES AU TAUX D'APPORT DU RADIONUCLIDE, AU BILAN MASSIQUE DE L'ÉLÉMENT DANS LE LAC, AU BILAN ÉCOLOGIQUE DE L'ÉLÉMENT ANALOGUE STABLE (S'IL EST

PRÉSENT DANS LE MILIEU ÉTUDIÉ) ET À LA DYNAMIQUE DES POPULATIONS DE L'ESPÈCE DANS LE BIOTE.

3. Peu de recherches ont abordé précisément les effets à long terme d'une exposition chronique à faible dose des populations aquatiques accumulant des radionuclides dans les conditions naturelles, en comparaison de celles portant sur les effets à court terme d'une exposition à forte dose d'organismes aquatiques en laboratoire. Ces recherches sur des populations mixtes dans l'ensemble de l'écosystème demandent des innovations méthodologiques et informatiques considérables ainsi qu'une grande coopération entre des spécialistes du domaine moléculaire et du domaine des écosystèmes. Il est donc recommandé:

D'EFFECTUER DES RECHERCHES SUR LES EFFETS À LONG TERME D'UNE EXPOSITION CHRONIQUE À FAIBLE DOSE D'ORGANISMES AQUATIQUES ET DE POPULATIONS EN CONDITIONS NATURELLES. IL Y AURAIT LIEU D'ÉTUDIER AUSSI LES INTÉRACTIONS POSSIBLES D'UNE EXPOSITION CHRONIQUE À FAIBLE DOSE AVEC D'AUTRES FACTEURS EXPÉRIMENTAUX (p.ex. MÉTAUX TOXIQUES, POLLUANTS ORGANIQUES, PRÉDATEURS ET STRESS THERMIQUES ET NUTRITIONNELS).

Bien que les doses chroniques aux niveaux présents dans l'environnement semblent avoir un effet négligeable en termes de mortalité des populations, il peut en être autrement en ce qui concerne les taux de reproduction et de mutation. Cependant, que les effets somatiques et génétiques d'une exposition chronique à faible dose soient négatifs ou positifs, le résultat obtenu est important pour l'établissement de critères environnementaux. Il est donc recommandé:

D'EFFECTUER DAVANTAGE DE RECHERCHES SUR LES MODIFICATIONS SOMATIQUES ET GÉNÉTIQUES INDUITES PAR LE RAYONNEMENT DANS DES POPULATIONS D'ORGANISMES AQUATIQUES. EN PARTICULIER, IL Y AURAIT LIEU DE METTRE AU POINT DES MÉTHODES PERMETTANT DE RECONNAÎTRE LES EFFETS SUBLÉTAUX DU RAYONNEMENT SUR CHAQUE ORGANISME AINSI QUE SUR DES POPULATIONS ENTIÈRES.

# TABLE DES MATIÈRES


| | | PAGE |
|---|---|---|
| RÉSUMÉ | | 7 |
| RECOMMANDATIONS | | 23 |
| LISTE DES FIGURES | | 31 |
| LISTE DES TABLEAUX | | 33 |
| LISTE DES ANNEXES | | 37 |
| 1.0 | INTRODUCTION | 39 |
| 2.0 | SOURCES | 41 |
| 2.1 | Processus naturels | 41 |
| 2.1.1 | Radionuclides cosmogéniques | 41 |
| 2.1.2 | Radionuclides primordiaux | 42 |
| 2.1.2.1 | Uranium | 42 |
| 2.1.2.2 | Thorium et potassium | 46 |
| 2.2 | Sources anthropiques | 46 |
| 2.2.1 | Retombées provenant des essais d'armes nucléaires et de la désintégration de satellites nucléaires | 46 |
| 2.2.2 | Cycle des combustibles nucléaires | 53 |
| 2.2.2.1 | Déchets de mine | 53 |
| 2.2.2.1.1 | Eau souterraine | 55 |
| 2.2.2.1.2 | Déchets de roche | 55 |
| 2.2.2.1.3 | Gaz de ventilation | 55 |
| 2.2.2.2 | Déchets de broyage | 56 |
| 2.2.2.3 | Déchets de raffinerie | 59 |
| 2.2.2.4 | Déchets provenant de la fabrication de combustibles | 61 |
| 2.2.2.5 | Déchets provenant des centrales nucléaires | 67 |
| 2.2.2.6 | Déchets de retraitement | 72 |
| 2.2.2.7 | Élimination des déchets | 90 |
| 2.2.3 | Utilisations à des fins médicales et industrielles | 92 |
| 2.3 | Intensification des sources naturelles par la technologie | 95 |
| 2.3.1 | Centrales électriques alimentées au charbon | 95 |
| 2.3.2 | Engrais phosphatés | 99 |
| 3.0 | TRANSPORT, DISTRIBUTION ET COMPORTEMENT | 101 |
| 3.1 | Cycle hydrologique | 101 |
| 3.2 | Processus de transport | 101 |

TABLE DES MATIÈRES (suite)


| | | PAGE |
|---|---|---|
| 3.2.1 | Processus physiques | 105 |
| 3.2.2 | Processus géologiques | 107 |
| 3.2.3 | Processus chimiques | 108 |
| 3.2.4 | Processus biologiques | 110 |
| 3.3 | Éléments analogues stables | 111 |
| 3.4 | Radionuclides en eau douce | 118 |
| 3.4.1 | Altération naturelle | 118 |
| 3.4.2 | Retombées des essais nucléaires et déchets des réacteurs nucléaires | 124 |
| 3.4.2.1 | Tritium | 124 |
| 3.4.2.2 | Strontium 90 | 125 |
| 3.4.2.3 | Césium 137 | 126 |
| 3.4.2.4 | Bilan pour le bassin versant de la rivière Winnipeg | 129 |
| 3.4.2.5 | Bilan pour le bassin du lac Perch | 138 |
| 3.4.2.6 | Intégration du $^{137}Cs$ dans les sédiments lacustres | 144 |
| 3.4.2.7 | Radionuclides transuraniens | 145 |
| 3.4.3 | Extraction et préparation mécanique du minérai d'uranium | 152 |
| 3.4.4 | Autres industries | 154 |
| 3.4.5 | Études expérimentales | 154 |
| 3.4.5.1 | Zone lacustre expérimentale | 156 |
| 3.4.5.2 | Mobilité des radionuclides dans l'eau | 160 |
| 3.5 | Radionuclides dans l'environnement marin | 165 |
| 3.5.1 | Introduction | 165 |
| 3.5.2 | Radionuclides naturels | 167 |
| 3.5.2.1 | Uranium | 167 |
| 3.5.2.2 | Protactinium 231 | 167 |
| 3.5.2.3 | Thorium | 169 |
| 3.5.2.4 | Radium | 170 |
| 3.5.2.5 | Radon 222 | 172 |
| 3.5.2.6 | Polonium | 173 |
| 3.5.2.7 | Plomb 210 | 173 |
| 3.5.2.8 | Indium | 175 |
| 3.5.2.9 | Potassium 40 | 175 |
| 3.5.2.10 | Chlore 36 | 175 |
| 3.5.2.11 | Soufre 35 | 176 |
| 3.5.2.12 | Phosphore | 176 |
| 3.5.2.13 | Silicium 32 | 176 |
| 3.5.2.14 | Aluminium 26 | 176 |
| 3.5.2.15 | Sodium | 177 |
| 3.5.2.16 | Carbone 14 | 177 |
| 3.5.2.17 | Béryllium | 178 |
| 3.5.3 | Radionuclides d'origine anthropique | 180 |
| 3.5.3.1 | Strontium | 180 |

TABLE DES MATIÈRES (suite)


| | | PAGE |
|---|---|---|
| | | 180 |
| 3.5.3.2 | Césium | 182 |
| 3.5.3.3 | Plutonium | 185 |
| 3.5.3.4 | Cérium 144 | 185 |
| 3.5.3.5 | Manganèse 54 | 185 |
| 3.5.3.6 | Zinc 65 | 186 |
| 3.5.3.7 | Molybdène 99 | 186 |
| 3.5.3.8 | Baryum 140 | 187 |
| 3.5.3.9 | Technétium | 187 |
| 3.5.3.10 | Tritium | 189 |
| 3.5.3.11 | Chrome 51 | 189 |
| 3.5.3.12 | Fer | 190 |
| 3.5.3.13 | Cobalt | 191 |
| 3.5.3.14 | Iode | 191 |
| 3.5.3.15 | Américium 24 | 192 |
| 3.6 | Radionuclides dans les estuaires | |
| 4.0 | DOSIMÉTRIE DANS L'ENVIRONNEMENT AQUATIQUE | 195 |
| | | 195 |
| 4.1 | Dose de fond | 198 |
| 4.2 | Valeurs mesurée et calculée du débit de dose | 198 |
| 4.2.1 | Débit de dose dû aux rayonnements de fond | 199 |
| 4.2.2 | Débit de dose dû aux retombées de radionuclides | 199 |
| 4.3 | Calcul du débit de dose | 200 |
| 4.3.1 | Méthode utilisée au laboratoire national de Oak Ridge | |
| 4.3.1.1 | Dose externe reçue par le biote | 200 |
| 4.3.1.2 | Dose interne reçue par le biote | 201 |
| 4.3.2 | Méthode utilisée par L'AIEA | 212 |
| 4.3.2.1 | Débit de dose dû aux radionuclides incorporés | 212 |
| 4.3.2.1.1 | Phytoplancton | 212 |
| 4.3.2.1.2 | Zooplancton | 215 |
| 4.3.2.1.3 | Mollusques, crustacés et poissons | 216 |
| 4.3.2.2 | Débit de dose dû à la radioactivité dans l'eau | 216 |
| 4.3.2.2.1 | Phytoplancton | 216 |
| 4.3.2.2.2 | Zooplancton | 217 |
| 4.3.2.3 | Débit de dose dû à la radioactivité dans les sédiments | 217 |
| 5.0 | EFFETS DU RAYONNEMENT IONISANT SUR LES ORGANISMES AQUATIQUES | 219 |
| | | 219 |
| 5.1 | Introduction | 219 |
| 5.2 | Radiosensibilité comparée des organismes aquatiques | 220 |
| 5.3 | Effet d'une exposition aiguë | |

TABLE DES MATIÈRES (suite)


| | | PAGE |
|---|---|---|
| 5.3.1 | Conditions d'exposition | 222 |
| 5.3.2 | Influence de l'âge et du stade de développement | 222 |
| 5.3.3 | Influence d'autres facteurs | 223 |
| 5.3.3.1 | Interaction température-rayonnement | 223 |
| 5.3.3.2 | Interaction salinité-rayonnement | 226 |
| 5.3.4 | Effets sur le métabolisme et le comportement | 226 |
| 5.4 | Effet d'une exposition chronique | 227 |
| 5.4.1 | Effets des radionuclides incorporés | 227 |
| 5.4.1.1 | Études des eaux contaminées | 228 |
| 5.4.1.2 | Études en laboratoire | 229 |
| 5.4.1.3 | Effets sur le développement des oeufs | 230 |
| 5.4.2 | Effets du rayonnement externe | 232 |
| 5.4.2.1 | Effets sur le développement des oeufs | 232 |
| 5.4.2.2 | Effets sur les organismes adultes | 232 |
| 6.0 | EFFETS DU RAYONNEMENT SUR LES POPULATIONS ET LES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES | 235 |
| 6.1 | Effets sur les écosystèmes | 235 |
| 6.1.1 | Études sur les microcosmes | 236 |
| 6.1.2 | Zones exposées à un niveau élevé de rayonnement de fond naturel | 236 |
| 6.2 | Effets sur les populations | 237 |
| 6.2.1 | Mutations induites par le rayonnement chez le poisson | 239 |
| 6.2.2 | Prévision des effets possibles d'une exposition chronique à un faible niveau | 240 |
| 6.2.2.1 | Effets somatiques | 240 |
| 6.2.2.2 | Effets génétiques | 240 |
| RÉFÉRENCES | | 253 |
| INDEX | | 303 |

# LISTE DES FIGURES


| FIGURE | | PAGE |
|---|---|---|
| 2-1 | Dispersion de l'uranium dans l'argile des tills de la région du lac Kaminak | 44 |
| 2-2 | Uranium dans l'argile provenant de tills dans la région du lac Baker | 45 |
| 2-3 | Index des régions cartographiées de 1964 à 1978 par la Commission géologique du Canada | 47 |
| 2-4 | Variation de la quantité de $^{90}Sr$ dans la stratosphère entre 1963 et 1975 | 52 |
| 2-5 | Variation du $^{14}C$ excédentaire dans la troposphère et à la surface de l'océan | 54 |
| 2-6 | Centrales nucléaires dans le bassin des Grands Lacs | 68 |
| 3-1 | Réservoirs du cycle hydrologique global | 102 |
| 3-2 | Déplacements de l'eau dans le cycle hydrologique global | 103 |
| 3-3 | Relation entre la distribution d'un élément dissous et la salinité dans les zones estuariennes de brassage | 109 |
| 3-4 | Activité du $^{90}Sr$ et du $^{137}Cs$ dans la rivière Winnipeg en amont de Pinawa (Manitoba) | 130 |
| 3-5 | Activité du $^{90}Sr$ dans l'ensemble des précipitations à Pinawa (Manitoba) et à International Falls (Minnesota) | 133 |
| 3-6 | Écoulement mensuel de $^{90}Sr$ et du $^{137}Cs$ dans la rivière Winnipeg en amont de Pinawa | 134 |
| 3-7 | Retombées mensuelles de $^{90}Sr$ à International Falls (Manitoba) | 135 |
| 3-8 | Décharge d'eau dans la rivière Winnipeg à Slave Falls | 136 |
| 3-9 | Précipitations à Pinawa (Manitoba) et ruissellement se jetant dans la rivière Winnipeg | 137 |
| 3-10 | Rapport $^{137}Cs$:$^{90}Sr$ dans la rivière Winnipeg et dans les précipitations à Pinawa | 140 |

LISTE DES FIGURES (suite)


| FIGURE | | PAGE |
|---|---|---|
| 3-11 | Stations de l'Argonne National Laboratory servant en 1973 à l'échantillonnage radioécologique des Grands Lacs | 151 |
| 4-1 | Débit de dose moyen dû au rayonnement β dans des sphères uniformément contaminées | 213 |
| 4-2 | Débit de dose dû au rayonnement β au centre de petits cylindres uniformément contaminés | 214 |

# LISTE DES TABLEAUX


| TABLEAU | | PAGE |
|---|---|---|
| 2-1 | Concentrations d'uranium dans l'eau, les sédiments, les sols et les roches dans diverses régions au Canada | 48 |
| 2-2 | Composition des minérais typiques provenant de diverses mines canadiennes | 57 |
| 2-3 | Abondance isotopique estimée du radium et du thorium dans le minerai provenant d'Elliot Lake | 58 |
| 2-4 | Emplacement et quantités connus de résidus d'uranium au Canada | 60 |
| 2-5 | $^{226}Ra$ total et $^{226}Ra$ dissous dans les effluents des étangs à résidus des mines d'uranium en 1978 | 62 |
| 2-6 | Rejets de $^{226}Ra$ et d'uranium par les installations minières canadiennes en 1979 et 1980 | 64 |
| 2-7 | Composition caractéristique d'un raffinat | 65 |
| 2-8 | Déchets rejetés annuellement par une raffinerie de 6000 $t.a^{-1}$ produisant de $UO_2$ et du $UF_6$ | 66 |
| 2-9 | Centrales nucléaires et installations de recherche en service au Canada et aux États-Unis | 69 |
| 2-10 | Centrales nucléaires en construction ou projetées au Canada et aux États-Unis | 70 |
| 2-11 | Quantités et types de déchets produits par les réacteurs nucléaires | 71 |
| 2-12 | Rejets gazeux émis par la centrale nucléaire de Pickering, de 1972 à 1980 | 73 |
| 2-13 | Rejets gazeux émis par la centrale nucléaire de Douglas Point, de 1972 à 1980 | 74 |
| 2-14 | Rejets gazeux émis par la centrale nucléaire (Démonstration), de 1972 à 1980 | 75 |
| 2-15 | Rejets gazeux émis par la centrale nucléaire Bruce de 1972 à 1980 | 76 |
| 2-16 | Rejets gazeux émis par la centrale nucléaire de Gentilly, de 1972 à 1980 | 77 |

LISTE DES TABLEAUX (suite)


| TABLEAU | | PAGE |
|---|---|---|
| 2-17 | Rejets gazeux émis par les laboratoires nucléaires de Chalk River, de 1972 à 1980 | 78 |
| 2-18 | Rejets gazeux émis par l'établissement de recherche nucléaire de Whiteshell, de 1972 à 1980 | 79 |
| 2-19 | Rejets gazeux émis par la Division des produits commerciaux de l'EACL située au parc Tunney, de 1972 à 1980 | 80 |
| 2-20 | Rejets liquides provenant de la centrale nucléaire de Pickering, de 1972 à 1980 | 81 |
| 2-21 | Rejets liquides provenant de la centrale nucléaire de Douglas Point, de 1972 à 1980 | 82 |
| 2-22 | Rejets liquides provenant de la centrale nucléaire (Démonstration), de 1972 à 1980 | 83 |
| 2-23 | Rejets liquides provenant de la centrale nucléaire Bruce, de 1972 à 1980 | 84 |
| 2-24 | Rejets liquides provenant de la centrale nucléaire de Gentilly, de 1972 à 1980 | 85 |
| 2-25 | Rejets liquides provenant des laboratoires nucléaires de Chalk River, de 1972 à 1980 | 86 |
| 2-26 | Rejets liquides provenant de l'établissement de recherche nucléaire de Whiteshell, de 1972 à 1980 | 87 |
| 2-27 | Substances radioactives susceptibles d'être rejetées annuellement à la centrale nucléaire de Point Lepreau au Nouveau-Brunswick, Canada | 88 |
| 2-28 | Rejets annuels de tritium et de substances émettant un rayonnement alpha ou bêta dans les effluents liquides des installations de retraitement | 89 |
| 2-29 | Rejet de déchets faiblement radioactifs dans l'est de l'Atlantique Nord par les États membres de l'OCDE, de 1967 à 1979 | 91 |
| 2-30 | Concentration des radionuclides dans les boues résiduaires et dans les effluents des usines d'épuration de Hamilton et Dundas | 94 |

LISTE DES TABLEAUX (suite)


| TABLEAU | | PAGE |
|---|---|---|
| 2-31 | Concentration des éléments traces dans le charbon provenant de diverses régions du Canada | 96 |
| 2-32 | Activité des radionuclides rejetés par les centrales électriques alimentées au charbon | 97 |
| 2-33 | Radionuclides présents dans divers produits de minerai phosphaté utilisés au Canada | 98 |
| 3-1 | Ruissellement fluviatile et déplacement de sédiments au Canada | 104 |
| 3-2 | Concentration des éléments stables en solution dans l'eau de mer et dans le ruissellement fluviatile | 114 |
| 3-3 | Apports brut et net de métaux dans l'Atlantique Nord à partir du bassin versant du Saint-Laurent | 119 |
| 3-4 | Comparaison du taux de transport des principaux éléments dissous et des sédiments en suspension dans les bassins versants de zones arctiques, subarctiques, tempérées et tropicales | 120 |
| 3-5 | Taux de transport fluvial de certains radionuclides naturels par unité de surface du bassin versant au Canada et à l'étranger | 121 |
| 3-6 | Apport atmosphérique de $^{210}Pb$ aux sédiments lacustres | 123 |
| 3-7 | Activité moyenne du $^{3}H$, du $^{137}Cs$ et du $^{90}Sr$ dans les Grands Lacs en 1981 | 127 |
| 3-8 | Retombées annuelles de $^{137}Cs$ dans le nord de l'Amérique du Nord entre 1959 et 1976 | 128 |
| 3-9 | Écoulement annuel de $^{137}Cs$ et de $^{90}Sr$ depuis le bassin versant de la rivière Winnipeg entre 1962 et 1979 | 132 |
| 3-10 | Bilan sommaire (1959-1980) de l'apport, du ruissellement, de la rétention et de la désintégration du $^{90}Sr$ et du $^{137}Cs$ dans le bassin versant de la rivière Winnipeg | 139 |
| 3-11 | Inventaire du $^{137}Cs$ dans les sédiments de lacs canadiens | 146 |

LISTE DES TABLEAUX (suite)


| TABLEAU | | PAGE |
|---|---|---|
| 3-12 | Retombées de plutonium dans le nord de l'Amérique du Nord, d'après la distribution dans des échantillons de sol prélevés en 1970-1971 | 147 |
| 3-13 | Activité du $^{239}Pu$, du $^{137}Cs$ et du $^{90}Sr$ dans l'eau de surface des Grands Lacs au cours du printemps 1973 | 149 |
| 3-14 | Plage de l'activité du $^{239+240}Pu$, du $^{137}Cs$ et du $^{90}Sr$ dans les eaux de surface des lacs canadiens | 150 |
| 3-15 | Activité initiale de résidus de mine d'uranium et activité de sédiments âgés de 20 ans dans un étang à résidus abandonné de la région d'Elliot Lake (Ontario) | 155 |
| 3-16 | Demi-vie des radioisotopes dans les eaux épilimnétiques du lac 224 de la zone lacustre expérimentale (Ontario) | 158 |
| 3-17 | Concentrations des radionuclides naturels dans l'eau | 168 |
| 3-18 | Activité des radionuclides dans l'eau de mer et les sédiments marins | 181 |
| 4-1 | Dose estimée à laquelle est exposé le biote immergé dans l'eau contenant 1 $\mu Ci.mL^{-1}$ d'un radionuclide | 202 |
| 4-2 | Facteurs de bioaccumulation dans un biote d'eau douce | 204 |
| 4-3 | Facteurs de bioaccumulation dans un biote marin | 206 |
| 4-4 | Dose interne estimée à laquelle est exposé un biote d'eau douce après un séjour dans une eau contenant 1 $\mu Ci.mL^{-1}$ d'un radionuclide | 208 |
| 4-5 | Dose interne estimée à laquelle est exposé un biote marin après un séjour dans un eau contenant 1 $\mu Ci.mL^{-1}$ d'un radionuclide | 210 |
| 5-1 | Gamme de rayonnement létal aiguë pour les adultes de divers groupes d'organismes aquatiques | 221 |

# LISTE DES ANNEXES


| ANNEXE | | PAGE |
|---|---|---|
| I.0 | Abréviations et symboles | 243 |
| II.0 | Glossaire | 247 |

# 1.0 INTRODUCTION

On reconnaît depuis longtemps la nécessité de protéger les populations biotiques autres que les humains et de conserver les écosystèmes aquatiques. On a d'ailleurs récemment manifesté de l'inquiétude au sujet des effets possibles de la libération des radionuclides dans l'environnement aquatique au Canada. Le Sous-Comité de l'eau du Comité associé du CNRC sur les critières scientifiques concernant l'état de l'environnement a donc demandé que soit constitué un groupe d'experts afin d'étudier de façon critique la littérature portant sur les effets du rayonnement ionisant sur les organismes et les écosystèmes aquatiques, de formuler des recommandations sur les recherches dans ce domaine et, si possible, de déterminer les doses critiques.

Le présent document est le résultat de longues délibérations du Groupe d'experts. On a cherché à mettre en évidence les sources naturelles et anthropiques de radionuclides dans l'environnement aquatique canadien; le mode de transport, la répartition et le comportement de ces radionuclides dans l'eau douce, l'eau de mer et les estuaires; la dosimétrie du rayonnement ionisant dans l'environnement aquatique et les effets du rayonnement ionisant sur les organismes, les populations et les écosystèmes aquatiques.

On a utilisé les unités du système international (SI) tout au long du présent document, sauf lorsque c'était incommode. On trouvera au Tableau de la page 6 les facteurs de conversion s'appliquant à la dose et à la radioactivité.

# 2.0 SOURCES

L'exposition des organismes aquatiques aux substances radioactives présents dans l'environnement aquatique provient non seulement de processus naturels mais aussi des progrès techniques de l'homme. Dans le présent chapitre, on examinera les origines de ces substances.

## 2.1 PROCESSUS NATURELS

Plusieurs radionuclides existent naturellement sur la terre. Ils sont produits par l'interaction des rayons cosmiques et de gaz atmosphériques ou ils existent dans les roches et les minéraux.

### 2.1.1 RADIONUCLIDES COSMOGÉNIQUES

Les radionuclides de cette origine proviennent surtout de l'interaction des rayons cosmiques et d'atomes dans l'atmosphère et parfois dans le sol. Par exemple, les atomes d'azote, d'oxygène et d'argon présents dans l'enveloppe gazeuse de la terre sont bombardés par les protons et les neutrons des rayons cosmiques, ce qui produit des éléments radioactifs. Les principaux éléments de cette origine qui contribuent à la radioactivité naturelle sont $^{3}H$, $^{7}Be$, $^{14}C$ et $^{22}Na$ (UNSCEAR 1977).

Le $^{3}H$ naturel provient principalement de l'interaction des rayons cosmiques et de l'azote ($^{14}N + n \rightarrow {}^{12}C + {}^{3}H$); le tritium est produit au rythme de 8,4 x $10^{-2}$ atome $cm^{-2}.s^{-1}$ dans la troposphère, et de 0,25 atome $cm^{-2}.s^{-1}$ dans l'ensemble de l'atmosphère (Lal et Peters 1967). Environ 99% du $^{3}H$ produit de cette façon est transformé en HTO (eau tritiée) et entre dans le cycle normal de l'eau. Le béryllium 7 est produit dans l'atmosphère par des réactions de spallation des rayons cosmiques avec l'oxygène et l'azote, à un rythme de 2,7 x $10^{-2}$ atome $cm^{-2}.s^{-1}$ dans la troposphère, et de 8,1 x $10^{-2}$ atome $cm^{-2}.s^{-1}$ dans l'ensemble de l'atmosphère (Lal et Peters 1967). Le $^{7}Be$ a un temps de séjour de plusieurs semaines dans l'atmosphère (Prospero et Koczy 1966). Le béryllium 10 est aussi produit dans l'atmosphère par des réactions de spallation des rayons cosmiques, mais à une plus petite échelle. Le $^{14}C$ naturel est produit par les neutrons des rayons cosmiques dans la couche supérieur de l'atmosphère par la réaction $^{14}N(n,p)^{14}C$. La production de $^{14}C$ est de 1,8-2,5 atomes $cm^{-2}.s^{-1}$ (Duursma 1972). Les concentrations de carbone 14 dans l'atmosphère sont assez constantes depuis plusieurs milliers d'années. Le sodium 22 est produit assex lentement, soit au rythme de 2,4 x $10^{-5}$ atome $cm^{-2}.s^{-1}$ dans la troposphère, et de 8,6 x $10^{-5}$ atome $cm^{-2}.s^{-1}$ dans l'ensemble de l'atmosphère (Lal et Peters 1967). Les autres radionuclides produits par les rayons cosmiques sont $^{10}Be$, $^{24}Na$, $^{32}Si$, $^{32}P$, $^{33}P$, $^{35}S$, $^{38}S$, $^{36}Cl$ et $^{39}Cl$ (Perkins et Nielsen 1965).

Les radionuclides cosmogéniques sont entraînés jusqu'au sol par les précipitations, ils sont adsorbés sur des particules qui se déposent ou qui sont entraînées par les précipitations, ou encore ils se comportent comme un gaz et entrent dans les réactions d'équilibre avec l'eau et les autres substances se trouvant à la surface.

### 2.1.2 RADIONUCLIDES PRIMORDIAUX

Parmi les radionuclides provenant de la terre, on compte les membres de la série du thorium et de l'uranium dont la période est très longue. Le $^{40}K$ existe sur la terre depuis sa formation. On a aussi identifié d'autres radionuclides primordiaux, soit: $^{50}V$, $^{87}Rb$, $^{115}In$, $^{123}Te$, $^{138}La$, $^{142}Ce$, $^{144}Nd$, $^{144}Sm$, $^{149}Sm$, $^{152}Gd$, $^{174}Hf$, $^{176}Lu$, $^{180}Ta$, $^{187}Re$ et $^{190}Pt$ (Eisenbud 1973).

La concentration des radionuclides primordiaux dans le sol est déterminée par la radioactivité de la roche mère et par la nature des processus qui ont contribué à la formation du sol. Les radionuclides présents dans le sol et les roches peuvent être érodés par le vent et l'eau, lessivés par l'eau et entraînés dans l'environnement aquatique par le ruissellement ou dans l'environnement atmosphérique par les vents, s'ils sont des gaz ou des particules.

Les roches et les gîtes minéraux sont des sources de radionuclides naturels des plans d'eau douce. La concentration des radionuclides dépend de la géologie du bassin hydrographique, de la force ionique, du potentiel rédox, du pH et de l'importance du contact avec l'atmosphère. Des études géochimiques ont été entreprises par la Commission géologique du Canada (CGC) entre 1964 et 1978 pour cartographier la plupart des régions du Canada afin d'obtenir une représentation de la minéralisation de la roche mère. Des études régionales et détaillées des lacs, des cours d'eau et de leurs sédiments ont produit une abondance de données sur les éléments importantes et secondaires.

#### 2.1.2.1 Uranium

La croûte terrestre et les minéraux qu'elle renferme constituent les sources environnementales de radioactivité de la série de l'uranium. L'eau joue un rôle important dans la dégradation des roches ignées et dans l'évolution du sol. Bien que de nombreuses roches et de nombreux minéraux soient considérés insolubles dans l'eau, certains de leurs constituants se dissolvent un peu s'ils sont exposés suffisamment longtemps à l'eau pour que la réaction atteigne l'équilibre. Les cartes géologiques, qui représentent le type et l'étendue de la roche mère supérieure, doivent être utilisée avec réserve lorsqu'on veut estimer la radioactivité du sol d'une région donnée. A une certaine distance des roches affleurantes présentant une radioactivité anormale, les produits d'érosion lessivés peuvent former une couverture plus radioactive que la

roche mère. L'eau est le principal moyen de transport (voir Section 3.4.1), mais d'autres phénomènes peuvent aussi intervenir. Les caractéristiques de l'eau qui déterminent le plus sa capacité à dissoudre, à transporter ou à déposer les divers radionuclides sont les suivantes: pH, température, potentiel rédox, concentration de solides dissous et débit. Dans les eaux superficielles, le débit influe fortement sur la quantité de produits pouvant être transportés en suspension.

Depuis 1970, la Commission géologique du Canada a prélevé des échantillons de sédiments glaciaires, avant qu'ils ne soient érodés et transportés par les cours d'eau. W.W. Shilts et ses collaborateurs ont effectué de nombreuses mesures sur la minéralisation de l'uranium au Canada. Podolak et Shilts (1978) ont présenté les résultats obtenus avec des tills glaciaires prélevés sur diverses sections stratigraphiques et d'autres parties affleurantes de sédiments quaternaires dans le sud-est de la Nouveau-Écosse, et ont tenté d'établir une corrélation avec les résultats obtenus avec des sédiments lacustres. La fraction argileuse des tills, soit la fraction la plus susceptible de se transformer en sédiments lacustres, contenait moins de 3 $mg.kg^{-1}$, à l'exception des échantillons provenant de trois points de prélèvement.

La Figure 2-1 présente les résultats obtenus par Shilts et Klassen (1977) lors d'un échantillonnage de reconnaissance dans la région du lac Kaminak dans le district de Keewatin (Territoires du Nord-Ouest). La Figure 2-2 est une carte illustrant la teneur en uranium des fractions argileuses des tills (moins de 2 µm) de la région du lac Baker. Ces deux régions du district de Keewatin, situées à l'intérieur des terres approximativement 100 et 200 km de la côte de la baie d'Hudson, sont dans une zone de pergélisol. L'uranium dans les limons argileux ou les échantillons marins prélevés près du rivage, qui provient largement du lessivage des tills locaux par les vagues, est présent en quantités très variables. La teneur en uranium de la fraction argileuse des tills au nord du lac Baker est supérieur à celle des tills provenant de toutes les régions étudiées jusqu'à présent (valeurs dépassant 15 $mg.kg^{-1}$).

Des mesure (Shilts et Klassen 1976) effectuées près de zones de minéralisation connues situées dans la région du lac Baker-Pitz et à un endroit situé environ 8 km au sud-ouest du lac Yandle dans le district de Keewatin dans les Territoires du Nord-Ouest (superficie approximative de 3100 $km^2$) ont révélé des teneurs élevées en uranium (5-12 $mg.kg^{-1}$). La commission géologique du Canada a cartographié la géologie glaciaire d'une zone s'étendant d'une ligne située tout juste au nord du lac Baker jusqu'à la frontière du Manitoba. Ces relevés ainsi que d'autres études ont permis de recueillir de nombreuses données sur la dispersion glaciaire de l'uranium. On peut considérer les terrains glaciaires du Canada comme étant recouverts d'une couverture de débris dont la composition est liée à la composition géologique moyenne de la roche mère.

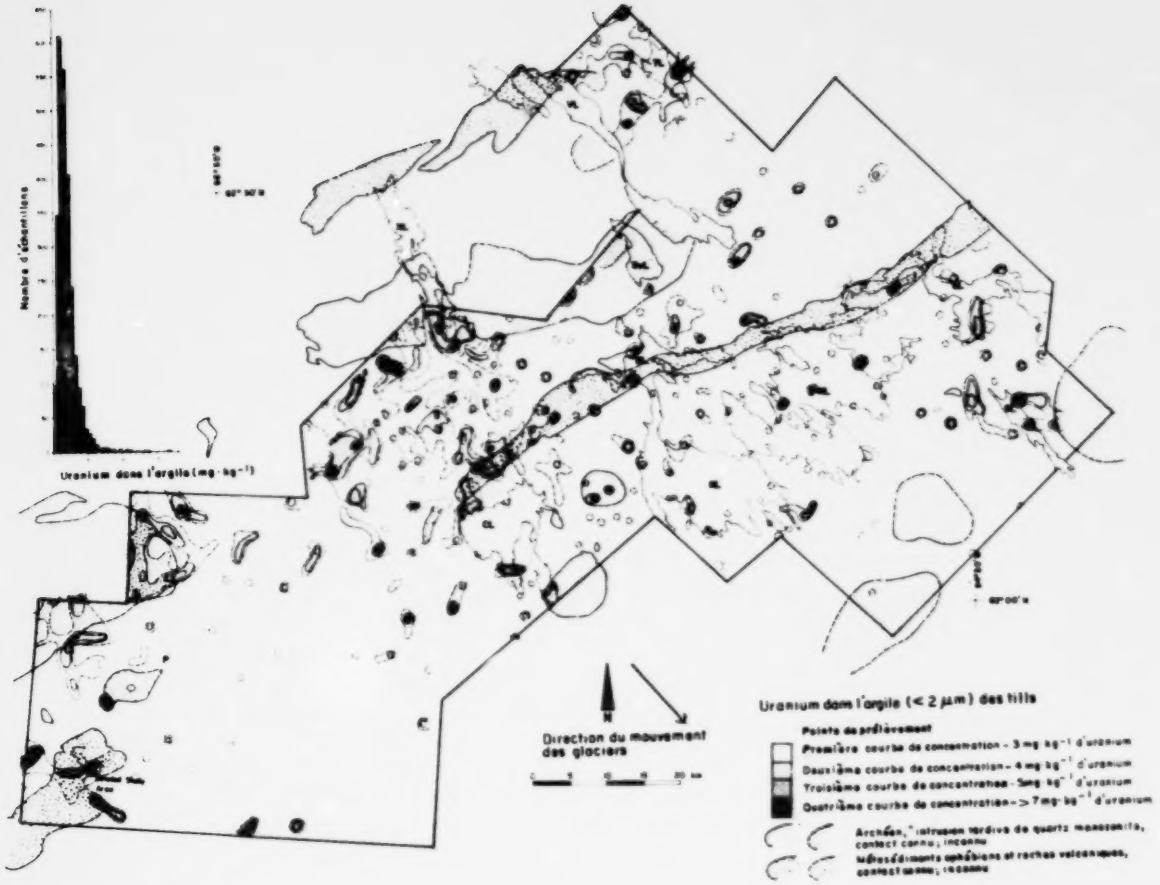



Figure 2-1. Dispersion de l'uranium dans l'argile des tills de la région du lac Kaminak. Les coordonées du croisillon inférieur droit (sud-est) sont 62°00'N et 94°08'W et celles du croisillon supérieur gauche (nord-ouest), 62°30'N et 96°30'W. Les glaciers se déplaçaient en général du nord-ouest vers le sud-est. Voici les abréviations utilisées: KL, lac Kaminak; CL, lac Carr; VL, lac Victory; SL, lac Southern; QL, lac Wartzite; XL, lac non baptisé; TL, lac Townsend; SvL, lac Savage; P, Padlei (tiré de Shilts et Klassen 1977).

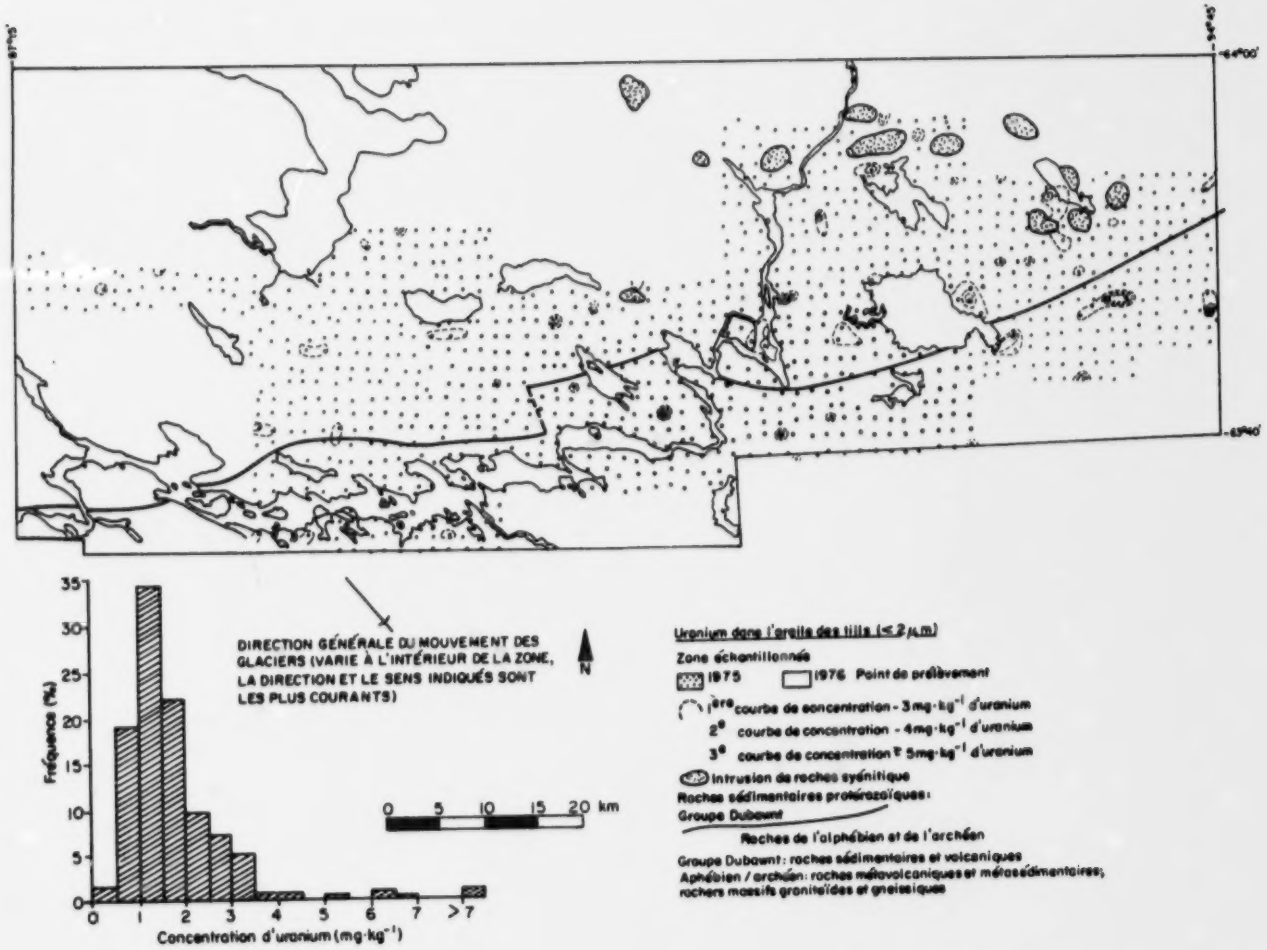



Figure 2-2. Uranium dans l'argile provenant de tills dans la région du lac Baker (tiré de Shilts et Klassen 1977).

Les concentrations d'uranium dans l'eau des lacs et des cours d'eau, dans les sédiments lacustres et fluviatiles, ainsi que dans les sols et dans les affleurements de plusieurs régions du Canada sont résumées au Tableau 2-1. Les zones indiquées dans le tableau ont été cartographiées entre 1964 et 1978 au cours d'études géochimiques entreprises sous la direction de la Commission géologique du Canada du ministère le l'Énergie, des Mines et des Ressources (Ottawa). On doit lire le Tableau 2-1 en tenant compte des données de la Figure 2-3 qui sert d'index des zones cartographiées.

#### 2.1.2.2 Thorium et potassium

Comme l'uranium, le thorium se trouve en concentration importante dans les roches ignées, dont les granites. Dans plusieurs régions du Canada les couches supérieures de la croûte terrestre renferment plus de thorium que d'uranium. Le lessivage entraîne un déséquilibre isotopique dans le sol, et, en raison de leur plus grande mobilité, le $^{238}U$ et le $^{226}Ra$ s'épuisent habituellement plus vite que le $^{210}Th$ dans les couches de surface.

L'activité du $^{40}K$ dans les sols est, en moyenne, 10 fois plus élevée que celle du $^{238}U$ et du $^{232}Th$.

## 2.2 SOURCES ANTHROPIQUES

L'utilisation de l'énergie nucléaire par l'homme peut provoquer l'introduction de substances radioactives dans l'environnement aquatique. L'une des sources les plus importantes de radionuclides artificiels dans l'environnement aquatique est l'expérimentation dans l'atmosphère d'armes nucléaires. Au deuxième rang suit le cycle des combustibles nucléaires qui comprend les étages suivantes: l'extraction, et la préparation du minerai, la transformation en combustible (raffinage), la fabrication d'éléments combustibles, la production d'énergie, le retraitement du combustible, le transport et l'aménagement des déchets. Par le passé, la quantité de substances libérées par le cycle des combustibles nucléaires était bien inférieure à celle provenant des essais d'armes; toutefois, comme l'ampleur des essais nucléaires a diminué, ces rejets sont relativement plus importants.

### 2.2.1 RETOMBÉES PROVENANT DES ESSAIS DES ARMES NUCLÉAIRES ET DE LA DÉSINTÉGRATION DE SATELLITES NUCLÉAIRES

Les essais très fréquents d'armes nucléaires à la fin des années 1940, pendant les années 1950 et au début des années 1960 ont entraîné la dissémination de radionuclides dans l'atmosphère et l'hydrosphère. Joseph et al. (1971) ont résumé tous les essais connus ou détectés, effectués avant 1971 et ils ont décrit une grande variété de

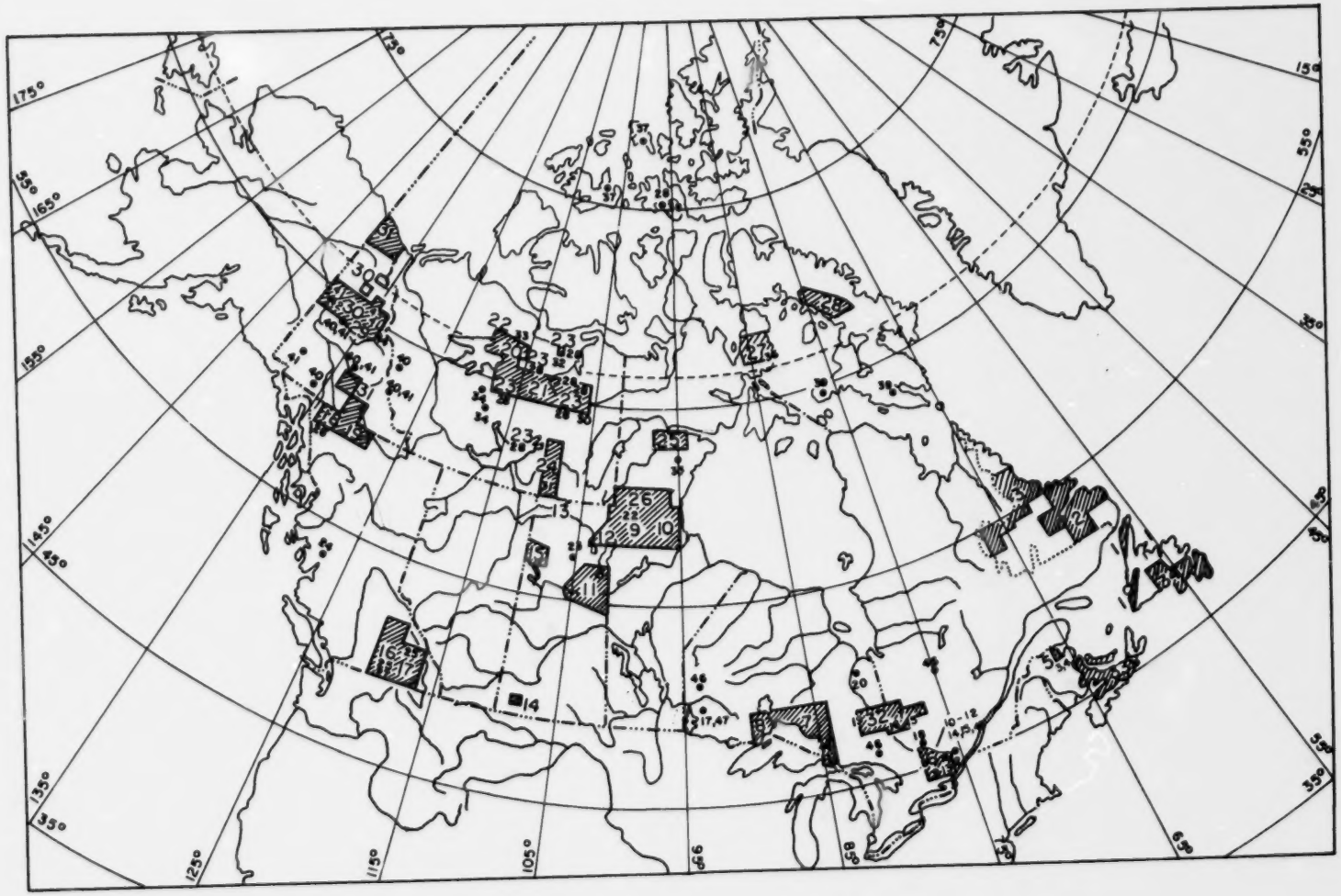


Figure 2-3. Index des régions cartographiées de 1964 à 1978 par la Commission géologique du Canada.

Tableau 2-1. Concentrations d'uranium dans l'eau, les sédiments, les sols et les roches dans diverses région au Canada (tiré de documents et dossiers de la Commission géologique du Canada).

| N° d'index | Province ou territoire | N° de carte dans le Système national de référence topographique | Origine de l'échantillon | Concentration d'uranium[α] | Référence (sauf indication contraire, n° de document ou de dossier de la CGC) |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | Études régionales | | |
| 2 | T.-N. | 13B,F,G,H,J; partie de: 3E, 13I,O | Sédiment lacustre | 1,47 (2,54) | 509 |
| | | | | 2,37 (3,54) | 510 |
| | | | | 2,13 (5,42) | 511 |
| | | | | 2,38 (7,70) | 512 |
| | | | | 11,3 (16,9) | 513 |
| | | | Eau lacustre | 0,0150 (0,0381) | 509 |
| | | | | 0,0219 (0,642) | 510 |
| | | | | 0,0319 (0,0914) | 511 |
| | | | | 0,0227 (0,0517) | 512 |
| | | | | 0,155 (0,285) | 513 |
| 3 | T.-N. | 13H,N; 14D; partie de: 13L; 23G,H | Sédiment lacustre | 3,48 (5,99) | 557 |
| | | | | 5,19 (8,80) | 558 |
| | | | | 4,51 (6,59) | 559 |
| | | | | 2,90 (2,99) | 560 |
| | | | Eau lacustre | 0,0414 (0,0552) | 557 |
| | | | | 0,0494 (0,0884) | 559 |
| | | | | 0,0549 (0,0553) | 560 |
| 4 | N.-É. | partie de: 11C,D,E,F; 12A,H | Sédiment fluviatile | ND[β] | 70-4 |
| 6 | Ont. | 31C; partie de 31F | Sédiment lacustre | ND | 405,406 |
| 7 | Ont. | 41M; 42C; partie de: 41K; 42F | Sédiment lacustre | 5,08 (7,53) | 554 |
| | | | | 5,35 (9,07) | 555 |
| | | | Eau lacustre | 0,0648 (0,108) | 554 |
| | | | | 0,115 (0,201) | 555 |
| | | | | 0,103 (0,0970) | 555 |
| 8 | Ont. | 42D; 52A; partie de: 42E; 52H | Sédiment lacustre | 5,17 (5,94) | 506 |
| | | | | 4,03 (6,64) | 507 |
| | | | Eau lacustre | 0,0974 (0,146) | 506 |
| | | | | 0,101 (0,255) | 507 |
| 9 | Man. | 64J,K,N,O | Sédiment lacustre | ND | 320, 321, 322, 323 |
| 10 | Man. | 64I,P; partie de: 54L,M | Sédiment lacustre | ND | 407, 408 |
| 11 | Sask. | 63H; 64D; partie de: 63K,M,L; 73I, J,O,P; 74A | Sédiment lacustre | 3,34 (5,43) | 488 |
| | | | | 6,15 (6,18) | 488 |
| 12 | Sask. | 64L; partie de: 64 M | Sédiment lacustre | 10,5 (16,0) | 508, Cameron and Ballantyne 1977 |
| | | | Eau lacustre | 0,201 (0,484) | |
| | | | Sédiment | 19 (3,4) | |
| | | | Eau | 0,66 (4..) | |
| 13 | Sask. | partie de: 74N | Sédiment fluviatile (contaminé) | 7,00[γ] (0,544) | 74-32 |
| | | | Sédiment fluviatile (non contaminé) | 5,10[γ] (0,666) | |
| 14 | Sask. | partie de: 72F | Eau de source et de puits | ND | 76-1C |
| 15 | Sask. | partie de: 74C,F | Sédiment lacustre | 1,45 (2,74) | 556 |
| | | | Eau lacustre | 0,0209 (0,0478) | 556 |
| 16 | C.-B. | 82E,L; partie de: 82M | Sédiment et eau fluviatiles | ND | 409, 410, 411 |
| 17 | C.-B. | 82F,K; partie de: 82M | Sédiment fluviatile | 13,7 (27,6) | 514 |
| | | | | 11,4 (27,2) | 514 |
| | | | | 8,99 (21,2) | 515 |
| | | | | 9,44 (11,2) | 516 |
| | | | Eau fluviatile | 0,273 (0,631) | 514 |
| | | | | 0,262 (0,545) | 514 |
| | | | | 0,191 (0,451) | 515 |
| | | | | 0,190 (0,475) | 516 |

Tableau 2-1. (suite)

| N° d'index | Province ou territoire | N° de carte dans le Système national de référence topographique | Origine de l'échantillon | Concentration d'uranium[a] | Référence (sauf indication contraire, n° de document ou de dossier de la CGC) |
|---|---|---|---|---|---|
| 18 | C.-B. | 104N | Sédiment et eau fluviatiles | ND | 517 |
| 19 | C.-B. | 104O,P | Sédiment fluviatile | 10,7 (15,4)<br>5,12 (11,1) | 561<br>562 |
| 20 | T.N.O. | partie de: 86J, 86K,N,O | Eau | ND | 446 |
| 21 | T.N.O. | 76E,F,G; 86F, G,H; partie de: 76B,C,D, 86A, B,C | Sédiment lacustre | ND | 72-50 |
| 22 | T.N.O. | 86K,L; 96I | Sédiment lacustre | ND | 327, 328 |
| 24 | T.N.O. | 75C,F,K | Sédiment lacustre | ND | 324, 325, 326 |
| 25 | T.N.O. | 55M; 65P | Sédiment et eau fluviatiles | ND | 416, 417 |
| 26 | T.N.O. | 65A,B,C | Sédiment lacustre | ND | 413, 414, 415 |
| 27 | T.N.O. | 46N,O,P; partie de: 47A,B | Sédiment lacustre<br>Eau lacustre | 24,7 (20,9)<br>22,0 (17,3)<br>0,132 (0,232)<br>0,154 (0,250) | 521<br>522<br>521<br>522 |
| 28 | T.N.O. | 27B; 37A,O; partie de: 27C | Sédiment et eau fluviatiles | ND | 566, 567, 568 |
| 30 | Yukon | 106D; 116A,B; partie de: 105M 106C,E,F,L; 116C,F,G,H,I | Sédiment fluviatile<br>Eau fluviatile | 3,69 (6,61)<br>4,02 (2,81)<br>4,71 (5,90)<br>0,473 (1,42)<br>0,990 (5,04)<br>0,979 (2,65) | 518<br>519<br>520<br>518<br>519<br>520 |
| 31 | Yukon | 105B,F; 117A,O; partie de: 117B,C | Sédiment fluviatile | 9,80 (13,1)<br>12,0 (20,2)<br>3,04 (0,807) | 563<br>564<br>565 |
| 33 | N.-B.<br>N.-E.<br>Î.-P.-É | partie de: 11E,L; 21I,H,P | Eau de puits | 1,0 (3,0) | 340, Dyck et al. 1976 |
| | | | Études détaillées | | |
| (3)[b] | N.-B. | partie de: 21O,P | Sédiment fluviatile | ND | 74-1B |
| (10) | Ont. | partie de: 31F,G | Sédiment fluviatile; sol | ND | 264 |
| (11) | Ont. | partie de: 31F,G | Eau; sédiment fluviatile | ND | 74-1B |
| (12) | Ont. | partie de: 31F,G | Sédiment et eau fluviatiles; eau de puits, roche | ND | 75-1A |
| (13) | Ont. | partie de: 31F | Sédiment et eau lacustres, roche | ND | 76-13 |
| (14) | Ont. | partie de: 31F,G | Roche | ND | 77-1B |
| (15) | Ont. | partie de: 31F,G | Sédiment et eau lacustres; sédiment et eau fluviatiles; roche | ND | 79-1A |

Tableau 2-1. (suite)

| N° d'index | Province ou territoire | N° de carte dans le Système national de référence topographique | Origine de l'échantillon | Concentration d'uranium[α] | Référence (sauf indication contraire, n° de document ou de dossier de la CGC) |
|---|---|---|---|---|---|
| (16) | Ont. | partie de: 31F | Sédiment et eau de lac, de cours d'eau et de source | ND | 461 |
| (17) | Ont. | partie de: 52F | Roche; sédiment et eau lacustres et fluviatiles | ND | 540 |
| (22) | Man. | 64J,K,N,O | Sédiment et eau lacustres | ND | 76-1C |
| (25) | C.-B. | partie de: 82E,K | Sédiment et eau fluviatiles et lacustres; roche | ND | 341 |
| (26) | C.-B. | 104N | Sédiment et eau fluviatiles; roche | ND | 78-1A |
| (27) | C.-B. | partie de: 82E | Sédiment et eau de cours d'eau et de source | ND | 79-1A |
| (29) | T.N.O. | partie de: 76B,C, F,G | Sédiment lacustre; sol; roche | ND | 74-27 |
| (30) | T.N.O. | partie de: 76B | Eau | ND | 75-1A |
| (31) | T.N.O. | partie de: 75F,K | Sédiment et eau lacustres | ND | 489, 76-1C |
| (36) | T.N.O. | partie de: 46N,O,P; 47A,B | Eau; roche; sol | ND | 79-1A |
| (37) | T.N.O. | partie de: 69F; 78G,H; 79B | Sédiment et eau fluviatiles; roche | ND | 79-1A |
| (39) | T.N.O. | partie de: 36B,C; 25N | Eau et sédiment lacustres et fluviatiles; sol; roche | ND | 444, 75-1C |
| (40) | Yukon | partie de: 105I,J, K,N,O,P; 115P; 116B | Roche | ND | 51 |
| (41) | Yukon | 105K,I,O; 115F,G, J,P; 116B,G | Sédiment et eau de cours d'eau et de source; roche | ND | 76-1C, 388, 78-1A |
| (42) | Yukon | partie de: 116B | Sédiment et eau fluviatiles; roche | ND | 77-1B |
| (43) | Yukon | partie de: 106E | Sédiment et eau fluviatiles; roche | ND | 76-1C |
| (44) | Yukon | partie de: 106C | Sédiment et eau fluviatiles; roche | ND | 79-1A |
| (47) | Ont. | partie de: 52F | Roche; sédiment et eau lacustres et fluviatiles | ND | Sous presse |
| (48) | Ont. | partie de: 41N | Roche; sédiment et eau lacustres et fluviatiles | ND | Sous presse |

α Les valeurs données sont les moyennes arithmétiques, suivies des écarts-types entre parenthèses. Les concentrations sont exprimées en ppm pour les sédiments et en ppb (partie par milliard) pour l'eau.

β Données non disponibles.

γ Moyenne géométrique.

δ Les chiffres entre parenthèses correspondent aux petits chiffres sur la Figure 2-3.

conditions environnementales entourant l'expérimentation d'armes nucléaires. On trouvera des renseignements plus récents dans UNSCEAR (1977).

À la suite d'explosions d'armes à fission et à fusion, les produits de fission, d'activation et les matières fissibles résiduelles sont entraînés dans la stratosphère. Les processus de mélange et les déplacements d'air finissent par transférer les particules radioactives dans la troposphère. La dispersion de la troposphère vers la surface de la terre est assez rapide. La diminution du nombre de particules dans la troposphère peut se faire par une combinaison des processus suivants: retombées sur le sol, entraînement avec les gouttelettes de pluie formées dans les nuages et entraînement sous les nuages par des gouttes de pluie qui absorbent les produits radioactifs.

Les explosions nucléaires introduisent dans l'atmosphère deux produits de fission très persistants, soit le $^{137}Cs$ et le $^{90}Sr$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 30 et 28 a, respectivement). La quantité totale de $^{90}Sr$ dans la stratosphère est donnée à la Figure 2-4 pour la période 1963-1975, ainsi que la quantité dans chacune des hémisphères. Comme la période du $^{137}Cs$ est très proche de celle des $^{90}Sr$ et comme le rapport d'activité $^{137}Cs/^{90}Sr$ mesuré dans les dépôts pendant des périodes prolongées à de nombreux endroits est assez constant (environ 1,6), on utilise souvent les données portant sur le $^{90}Sr$, qui sont plus complètes, pour estimer celles sur le $^{137}Cs$.

Plusieurs isotopes du plutonium ont aussi été libérés dans l'environnement lors d'essais nucléaires effectués dans l'atmosphère entre 1945 et 1976 (UNSCEAR 1977). Parmi les principaux isotopes (leur période est donnée entre parenthèses), on compte le $^{239}Pu$ (24 000 a), le $^{240}Pu$ (6600 a), le $^{238}Pu$ (87 a) et le $^{241}Pu$ (14 a). Comme on ne fait habituellement aucune distinction entre le $^{239}Pu$ et le $^{240}Pu$ lorsqu'on mesure leur activité dans l'environnement, on doit supposer que les valeurs signalées pour l'activité du $^{239}Pu$ correspondent en fait à l'activité d'un mélange de $^{239}Pu$ et de $^{240}Pu$ (UNSCEAR 1977). Selon les mesures d'activité, ce mélange comprend approximativement 60% de $^{239}Pu$.

Le tritium, en plus d'exister naturellement dans la stratosphère, est aussi produit lors de l'explosion d'armes thermonucléaires et d'armes à fission. La plupart de ce tritium se trouve sous la forme de HTO, et, après un temps de séjour moyen d'environ 1 an dans la stratosphère, il pénètre dans la troposphère et dans le cycle hydrologique.

Après l'explosion d'engins nucléaires dans l'atmosphère, la plupart du $^{14}C$ produit est entraîné dans la stratosphère. Il s'établit ensuite un équilibre entre le $^{14}C$ et celui de la troposphère, la période étant alors de 1 à 2 ans (UNSCEAR 1977). L'activité du $^{14}C$ présent dans la troposphère sous forme de dioxyde de carbone a atteint un maximum en 1965 à la suite des explosions nucléaires de la fin des années 1950 et du début des années 1960. Bien que d'autres quantités de $^{14}C$ s'y soient

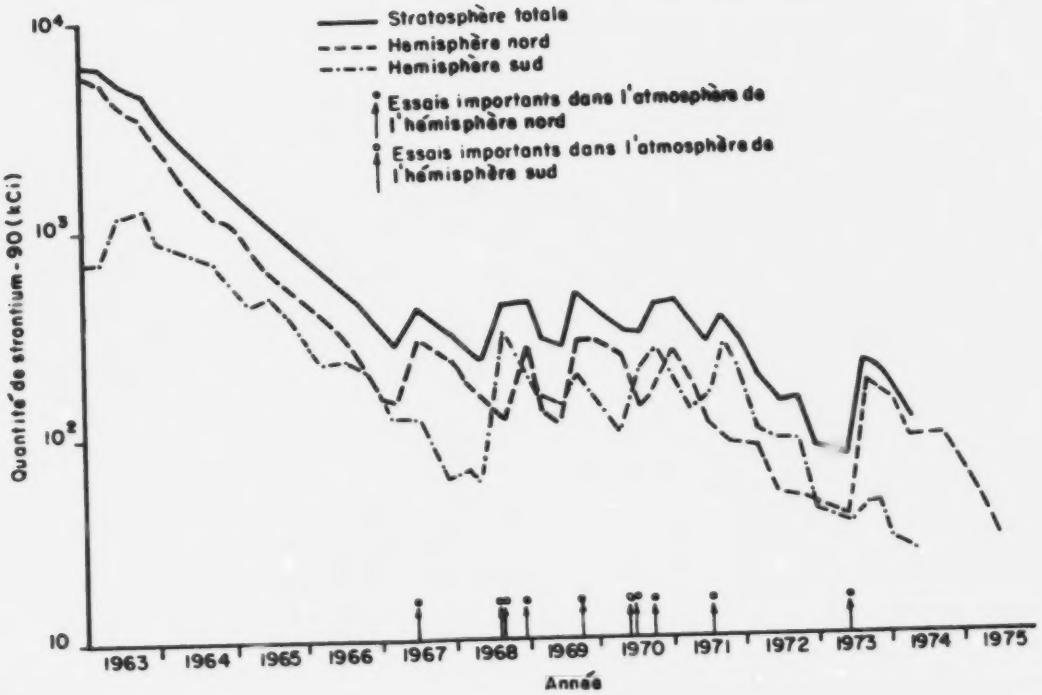



Figure 2-4. Variation de la quantité de $^{90}Sr$ dans la stratosphère entre 1963 et 1975 (tiré de UNSCEAR 1977).

ajoutées depuis, ces apports sont plus faibles que les apports dans les océans et la biosphère, si bien que sa concentration dans la troposphère a continué à diminuer. L'activité spécifique excédentaire du $^{14}C$ dans la troposphère (et à la surface de l'océan) qui a été mesurée est présentée à la Figure 2-5.

La désintégration des satellites soviétiques, qui sont dotés d'une pile nucléaire, consitue une source relativement nouvelle de radioactivité anthropique (Gummer et al. 1980). Le 24 janvier 1978, la satellite Cosmos 954 est rentré dans l'atmosphère terrestre, en dispersant 47 kg de débris radioactifs sur le Grand Lac des Esclaves, sur des régions non habitées au nord-est et sur des régions habitées au sud-est. En plus de gros fragments radioactifs, comme les 41 tiges de béryllium et les six cylindres de béryllium trouvés au nord-est du Grand Lac des Esclaves, on a aussi trouvé au sud-est des milliers de minuscules particules provenant du combustible enrichi de la pile nucléaire. Le premier type de particules ne contenait que les produits de fission $^{95}Zr$, $^{95}Nb$, $^{103}Ru$ et $^{106}Ru$ en concentrations importantes; le second type renfermait en plus du $^{141}Ce$ et du $^{144}Ce$ en grandes quantités, de petites quantités de $^{89}Sr$ et de $^{90}Sr$, ainsi qu'une grande variété de produits d'activation de l'acier inoxydable.

On a estimé grossièrement l'activité totale dans l'ensemble de la zone de dispersion à environ 93 TBq (2500 Ci) le 1er avril 1978, et à environ 26 TBq (700 Ci), l'activité du mélange de produits de fission à la surface du Grand Lac des Esclaves. On n'a pas calculé la quantité totale de substances radioactives restant dans l'atmosphère après la désintégration de Cosmos 954 bien qu'on ait effectué quelques mesures jusqu'ici.

### 2.2.2 CYCLE DES COMBUSTIBLES NUCLÉAIRES

Pour déterminer les effets de la radioactivité d'origine anthropique sur les écosystèmes aquatiques, il faut tenir compte des substances radioactives libérées à chaque étape du cycle. Comme l'importance de chacune de ces étapes est reliée à la capacité de la centrale électrique, il semble justifié, lorsque c'est possible, d'exprimer ces quantités en une unité d'énergie électrique produite (par exemple MW (é)a).

#### 2.2.2.1 Déchets de mine

Les mines d'uranium produisent trois sortes de déchets: (i) liquides (eau souterraine); (ii) solides (déchets de roche); et (iii) gazeux.

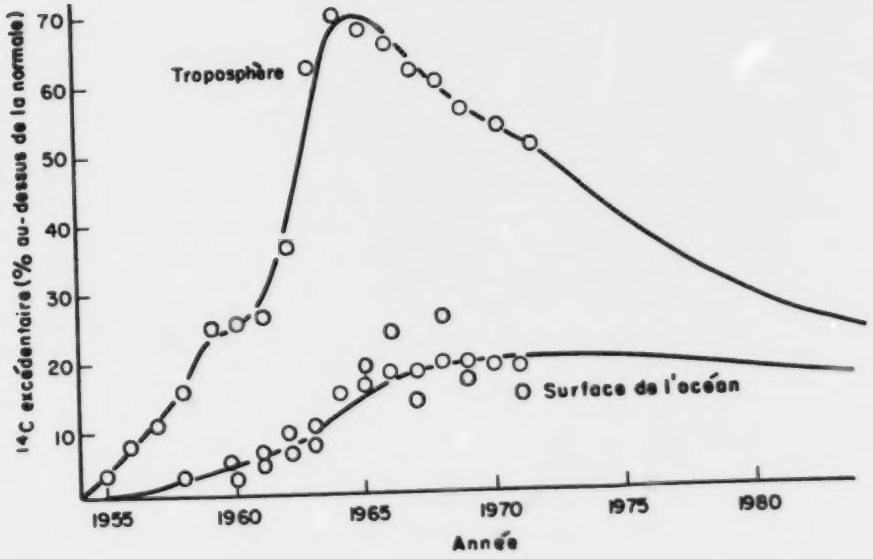



Figure 2-5. Variation du $^{14}C$ excédentaire dans la troposphère et à la surface de l'océan. La ligne continue a été obtenue par regression et extrapolation, en supposant un apport nul après 1972 (tiré de UNSCEAR 1977).

2.2.2.1.1 Eau souterraine

L'eau pompée du sol peut contenir de l'eau de forage, des eaux de remblais, des eaux d'infiltration souterraine et des eaux usées domestiques (eaux d'égout). Il s'agit d'importants volumes. Par exemple, une mine située à Beaverlodge en Saskatchewan rejette 13 630 $m^3.d^{-1}$ (3 000 000 gal.imp./jour) d'eau souterraine dans un étang de traitement (Ruggles et Rowley 1978). Dans d'autres mines, on rapporte des volumes de 400-620 $L.t^{-1}$ de minerai (James F. MacLaren Ltd. 1978).

Les eaux de mine sont souvent acides en raison de l'oxydation bactérienne de la pyrite ($FeS_2$), et contiennent du radium et des métaux lourds. Elles contiennent aussi de l'uranium, du radon dissous, de la silice, de l'ammoniac, du nitrate (provenant des explosifs), ainsi que du sulfate. On a envisagé de recycler cette eau (Elliot Lake) ou de l'utiliser pour extraire l'uranium (lac Cluff), bien que ce ne soit pas réalisable pour le moment. Le rapport Bayda (Commission Bayda 1978) a recommandé que l'eau de mine du lac Cluff soit acheminée à l'étang de stockage des résidus et traitée de la même façon que les déchets de broyage; c'est ainsi qu'on procède actuellement (Chatterjee 1983).

2.2.2.1.2 Déchets de roche

Certaines mines (par exemple, Denison Mines, à Elliot Lake Ontario) ne produisent aucun déchet de roche (c'est-à-dire que tout ce qui est extrait est expédié à l'usine de préparation mécanique); d'autres mines (par exemple la Rio Algom, à Elliot Lake, Ontario) produisent des déchets pouvant représenter jusqu'à 10% de la production de la mine. Ces déchets pourraient contenir de faibles concentrations d'uranium et de radium. S'ils contiennent de la pyrite, la production d'acide par les microbes pourrait provoquer le lessivage des constituants radioactifs.

À Elliot Lake, on a proposé que les roches qui risquent le plus de produire de l'acide soient rejetées dans la zone de rétention des résidus. Les autres déchets seraient utilisés sur place dans la construction de routes et de parcs de stationnement (James F. MacLaren Ltd. 1978).

2.2.2.1.3 Gaz de ventillation

La ventillation des mines d'uranium produit des volumes importantes d'air contenant du radon et des produits de désintégration du radon. Le radon gazeux est aussi libéré pendant les opérations de broyage (voir Section 2.2.2.2).

2.2.2.2 Déchets de broyage

Les usines de traitement sont situées dans les zones minières pour éviter des coûts de transport trop élevés. Dans ces usines, le minerai est concassé, il est ensuite mouillé et broyé, puis il est transféré sous forme d'une bouillie vers les cuves d'extraction. On emploie un procédé d'extraction à l'acide sulfurique pour le minerai qui contient de la pyrite (par exemple celui d'Elliot Lake), et une extraction alcaline (carbonate de sodium) pour le minerai n'en contenant pas (par exemple celui de Beaverlodge). L'extraction au carbonate nécessite un produit broyé plus finement que l'extraction à l'acide, de sorte que dans le premier cas, on expose une plus grande surface du minerai uranifère (Ruggles et Rowley 1978).

L'uranium soluble est récupéré par échange d'ions et/ou précipitation. Le concentré d'uranium est calciné pour former un produit semiraffiné de diuranate d'ammonium, de sodium ou de magnésium (gâteau jaune).

Parmi les radionuclides que renferme le minerai, on compte $^{238}U$, $^{232}Th$, $^{235}U$, ainsi que leurs produits de désintégration comme $^{230}Th$ et $^{226}Ra$. La plupart des minerais canadiens contiennent moins de 0,3% d'uranium (3 $kg.t^{-1}$) (Tableau 2-2), mais certains minerais du lac Cluff en contiennent jusqu'à 250 $kg.t^{-1}$ (James F. MacLaren Ltd. 1978). Certains minerais canadiens contiennent des quantités importantes de thorium naturel ($^{232}Th$) et présente un rapport massique $U_3O_8/ThO_2$ variant de 1:3 (lac Agnew) à 4:1 (Elliot Lake); les minerais du lac Cluff ne contiennent que des traces de thorium.

Une tonne de minerai contenant 1 kg de $U_3O_8$ (représentatif du minerai d'Elliot Lake) possède une activité de 10,7 MBq (289 µCi) due à chacun des 14 membres de la chaîne de désintégration du $^{238}U$, soit un total d'environ 150 MBq (4 mCi), en plus d'activité plus faibles dues au $^{232}Th$ et au $^{235}U$ (Sears et al. 1975).

Le Tableau 2-3 donne les quantités de radium et de thorium. On récupère entre 90 et 95% de l'uranium dans le produit (gâteau jaune). Le concentré d'uranium contient aussi une petite quantité de thorium et de radium. Seul 1% environ du radium présent dans le minerai est dissous à l'usine. Approximativement 99% du radium et 95% du thorium sont rejetés avec les résidus (AECB 1978). Les déchets contiennent aussi les radionuclides $^{227}Ac$, $^{210}Pb$ et $^{210}Po$. On connaît relativement peu ces radionuclides car, historiquement, c'est le $^{226}Ra$ qui était le plus toxique. Environ 80% du radium des résidus se trouve dans la fraction fine (schlamm).

Des particules radioactives et du radon gazeux peuvent être libérés dans l'air pendant les opérations de broyage, par exemple à partir des amas de minerais et de résidus, à un rythme qui dépend de variables climatiques telles que la vitesse du vent, la pluie et la

Tableau 2-2. Composition des minerais typiques provenant de diverses mines canadiennes (tiré de James F. MacLaren Ltd. 1978).

| Composé | Composition des minerais typiques provenant des mines suivantes: | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Agnew Lake Mines Ltd. | Lac Cluff (Amok Ltd.) | | Denison Mines Ltd. | Eldorado Nuclear Ltd. | Gulf Minerals Canada Ltd. | Madawaska Mines Ltd. | Rio Algom Mines Ltd. | |
| | | Zone "D" | Zone "Claude" | | | | | Quirke | Quirke 2 |
| $U_3O_8$ (kg.t$^{-1}$) | 0,75 | 170-250 | 60-70 | 1,1 | 2,0 | 4,4 | 1,0 | 2,0 | 2,75 |
| $ThO_2$ (kg.t$^{-1}$) | 2,25 | Trace | Trace | 0,5 | ND[α] | 0,005 | 0,5 | 0,7 | 0,3 |
| $Y_2O_3$ (%) | ND | Trace | Trace | 0,01 | ND | Trace | Trace | 0,019 | 0,017 |
| Terres rares (%) | ND | Trace | Trace | 0,057 | ND | Trace | Trace | - | - |
| S (pyrite) (%) | - | - | - | 7-8 | - | 0,12 | - | 2,0 | 4,0 |
| Fe (%) | - | | - | 3,32 | - | 2,7 | - | 4,0 | 6,0 |
| Métaux lourds (%) | - | - | - | 0,0001-0,05 | - | 0,01-0,05 | - | - | - |
| $SiO_2$ (%) | 80 | Trace | Trace | 85,3 | 20-25 | 5-25 | 10 | 85 | 85 |
| Radium (MBq.t$^{-1}$)[β,γ] | 9,3 | (21-31) x [illegible]$^3$ | (7,4-8,5) x $10^3$ | 13,7 | 24,8 | 55,5 | 12,2 | 24,8 | 34,0 |

[α] Données non disponibles.

[β] 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm).

[γ] La teneur en radium a été établie à partir de la teneur moyenne en uranium.

Tableau 2-3. Abondance isotopique estimée du radium et du thorium dans le minerai provenant d'Elliot Lake (AECB 1978).

| Isotope | Filiation | Période | Activité MBq.t$^{-1}$ | Activité µCi.t$^{-1}$ | Masse (µg.t$^{-1}$) |
|---|---|---|---|---|---|
| $^{228}$Ra | $^{232}$Th | 6,7 a | 1,0 | 27 | 0,12 |
| $^{226}$Ra | $^{238}$U | 1,60 x 10$^{3}$ a | 12,3 | 333 | 333 |
| $^{224}$Ra | $^{232}$Th | 3,64 d | 1,0 | 27 | 1,7 x 10$^{-4}$ |
| $^{223}$Ra | $^{235}$U | 11,4 d | 0,56 | 15 | 2,9 x 10$^{-4}$ |
| $^{234}$Th | $^{238}$U | 24,1 d | 12,3 | 333 | 0,014 |
| $^{232}$Th | $^{232}$Th | 1,41 x 10$^{10}$ a | 1,0 | 27 | ≈2.5 x 10$^{8}$ |
| $^{231}$Th | $^{235}$U | 25,5 h | 0,56 | 15 | 2,8 x 10$^{-5}$ |
| $^{230}$Th | $^{238}$U | 8 x 10$^{4}$ a | 12,3 | 333 | 1,7 x 10$^{4}$ |
| $^{228}$Th | $^{232}$Th | 1,91 a | 1,0 | 27 | 0,033 |
| $^{227}$Th | $^{235}$U | 18,2 d | 0,56 | 15 | 4,7 x 10$^{-4}$ |

couverture nivale (Swift et al. 1976). Actuellement, les taux de libération de radon à partir des résidus de mines d'uranium varient de 3,7 à 26 $Bq.m^{-2}.s^{-1}$ (100 et 700 $pCi.m^{-2}.s^{-1}$) (Bragg 1980).

La CCEA (1978) donne une évaluation des méthodes actuelles de gestion des résidus de broyage pour les minerais uranifères. Le volume des résidus produits est très important. A la plupart des mines, tout le minerai est rejeté sous forme de résidu, et il augmente considérablement de volume après avoir été broyé. A la fin du traitement, les résidus se présentent sous forme d'une bouillie contenant approximativement 15% de solides (en volume). Au Tableau 2-4 on énumère les quantités de résidus produits et les surfaces qu'ils occupent à des mines en cours d'exploitation et à d'autres qui ne sont plus exploitées. A Beaverlodge, la fraction la plus grossière (40%) est séparée et utilisée comme terre de remblayage, et seule la fraction fine (schlamm) est rejetée dans les étangs à résidus.

Sauf pour l'élimination de 90% de l'uranium, aucun des procédés mentionnés ci-haut ne modifie de façon importante la composition du minerai; par conséquent, les valeurs présentées au Tableau 2-2 correspondent, pour tous les composés, sauf l'uranium, à la composition approximative des résidus provenant des mines canadiennes.

La pyrite est un composé naturel du minerai d'uranium. Le minerai provenant d'Elliot Lake contient 2-8% de pyrite, mais d'autres minerais canadiens en contiennent peu sinon pas du tout (Tableau 2-2). La pyrite est rejetée dans la zone de stockage des résidus avec les résidus d'extraction, et risque ainsi de produire de l'acide sulfurique par oxydation chimique et/ou bactérienne (Raicevic 1980). La fraction grossière des résidus ("sable") contient approximativement 60% de pyrite.

En théorie, les étangs à résidus devraient être assez grands pour que les liquides rejetés s'évaporent ou s'infiltrent dans le sol. En pratique, au Canada (qui possède un climat humide), il reste un excès de liquide qui est rejeté dans un lac ou une rivière, habituellement après avoir subi un traitement quelconque destiné à réduire la teneur en radium (AECB 1978; Averill et al. 1980; Raicevic 1980). Les Tableaux 2-5 et 2-6 présentent les concentrations de radium dans les effluents des étangs à résidus en 1978, 1979 et 1980.

### 2.2.2.3 Déchets de raffinerie

La seule raffinerie actuellement exploitée au Canada se trouve à Port Hope, en Ontario. Celle-ci traite le gâteau jaune provenant des usines de préparation mécanique situées à proximité de la mine, pour le transformer en poudre de dioxyde d'uranium ($UO_2$) et en hexafluorure d'uranium ($UF_6$). Des 6000 $t.a^{-1}$ de gâteau jaune, on obtient 20% de $UO_2$ et 80% de $UF_6$. Le gâteau jaune (habituellement le diuranate d'ammonium)

Tableau 2-4. Emplacements et quantités connus de résidus d'uranium au Canada (Howieson 1979).

| Province | Région et propriété | Capacité de l'usine de préparation mécanique ($t.d^{-1}$), si active | Surface (ha) | Masse de résidus (Tg)[α] |
|---|---|---|---|---|
| Ontario | Elliot Lake | | | |
| | Denison Mines Ltd. | 6500 | 240 | 22,7 |
| | Can-Met Explorations Ltd. | | | 2,2 |
| | Stanrock Uranium Mines Ltd. | | 50 | 5,4 |
| | Rio Algom Ltd. | | | |
| | New Quirke | 6500 | 160 | 17,4 |
| | Quirke | | | |
| | Spanish-American (une certaine quantité de minerai provient de la Buckles) | | 10 | 0,5 |
| | Panel | | 32 | 3,2 |
| | Nordic | | 90 | 12,0 |
| | Lacnor (une certaine quantité de minerai provient de la Buckles) | | 24 | 2,7 |
| | Pronto | | 47 | 2,3 |
| | Milliken | | 32 | 5,4 |
| | Preston Mines Ltd. | | (Zone de rétention des résidus partagée avec la Milliken) | |
| | Stanleigh | | | |
| | Bancroft | | | |
| | Madawaska Mines Ltd. | 1400 | 28 | 8 |
| | Macassa Gold Mines (Bicroft) | | 18 | 2,4 |
| | Canadian Dyno Mines | | 26 | |
| | Agnew Lake | | | |
| | Agnew Lake Mines[β] | - | - | - |
| Saskatchewan | Beaverlodge | | | |
| | Eldorado Nucléaire Ltée. | 2000 | 9 | 6,4 |
| | National Explorations Ltd. | | | 0,01 |
| | Rix Athabaska Uranium Mines Ltd. | | | 0,09 |
| | Nesbitt Labine | | | 0,02 |
| | Consolidated Nicholson Mines Ltd. | | | 0,01 |
| | | | 8 | 0,36 |
| | Loredo | | | |
| | Lake Cinch Mines Ltd. | | | 0,09 |
| | Cayzor Athabaska Uranium Mines Ltd. | | | 0,08 |
| | Rix Athabaska Uranium Mines Ltd. | | | 0,07 |
| | Black Bay Uranium Ltd. | | | 0,01 |
| | | | 13 | 5,0 |
| | Gunnar Mines Ltd. | | | |
| | Wollaston Lake | | 8 | 0,8 |
| | Gulf Minerals (Canada) | 1400 | | |
| | | | ND[γ] | ND |
| Northwest Territories | Eldorado Mining and Refining Ltd. (Port Radium Mine) | | | 0,8 |
| | Rayrock Mines Ltd. | | | |

α 1 Tg = $10^6$ t = $10^{12}$ g.

β Procédé d'extraction en solution produisant un type différent de résidus.

γ Données non disponibles.

contient environ 65-70% d'uranium et quelque 25% de produits chimiques combinés (par exemple, l'oxygène, l'ammoniac, le sodium, le magnésium), le reste étant constitué d'impuretés (par exemple Fe, Mo, F, As, Cu et Pb) dont la proportion varie de quelques parties par million à quelques points de pourcentage.

La plupart des radionuclides de la chaîne de désintégration de l'uranium sont retenus pendant l'extraction, ce qui ne laisse dans le gâteau jaune produit en Ontario qu'une fraction de 1% de la quantité initiale d'uranium, soit une activité d'environ 5,6 $Bq.g^{-1}$ (150 $pCi.g^{-1}$) (James F. MacLaren Ltd. 1978). Le gâteau jaune produit en Ontario contient une quantité non négligeable de thorium naturel ($^{232}Th$), habituellement 1% environ. On le fait digérer dans l'acide nitrique et on sépare les impuretés par extraction par solvant en utilisant le phosphate de tributyle dans du kérosène comme solvant. On obtient ainsi une solution pure de nitrate d'uranyle.

Le principal déchet de raffinage est le "raffinat" (courant de résidus) produit par l'extraction par solvant. Il s'agit d'une solution aqueuse de toutes les impuretés provenant du gâteau jaune, présentées sous forme de nitrates et certaines sous forme de sulfates, et d'environ 1,5 N d'acide nitrique libre. Le raffinat est produit à un taux de 4,3 $m^3.t^{-1}$ d'uranium traité (25 800 $m^3.a^{-1}$). Les principaux constituants radioactifs comprennant l'uranium non récupéré, le $^{232}Th$ et le $^{226}Ra$ (1,9 $kBq.L^{-1}$ (50 $nCi.L^{-1}$)). Le Tableau 2-7 donne la composition caractéristique d'un raffinat. Le volume des solutions de fluorure provenant de l'épuration par lavage du courant gazeux lors du traitement du $UF_6$ s'élève à environ 9000 $m^3.a^{-1}$.

La quantité totale de déchets produits à la raffinerie de Port Hope (capacité de 6000 $t.a^{-1}$) est donnée au Tableau 2-8. D'après les données de Frost et Roake (1979)), la quantité totale de $^{22}Ra$ rejetée avec les déchets s'élève approximativement à 48 $GBq.a^{-1}$ (1,3 $Ci.a^{-1}$). Comparativement, 89 $GBq.d^{-1}$ (2,4 $Ci.d^{-1}$) sont rejetés avec les résidus d'une seule usine de préparation mécanique (Denison). Les données sur les rejets de la raffinerie de Port Hope pour 1979 et 1980 sont présentées au Tableau 2-6.

### 2.2.2.4 Déchets provenant de la fabrication de combustibles

Les quantités de substances radioactives rejetées dans l'environnement par les usines de fabrication de combustibles sont très faibles, spécialement dans le cas des usines qui utilisent de l'uranium naturel. Les composés de l'uranium sont des solides, et on utilise les appareils habituels pour éliminer les déchets particulaires rejetés dans l'atmosphère. Les rejets annuels dans l'air par une usine canadienne de fabrication produisant 400 $t.a^{-1}$ (équivalent à 2,3 GW(é)) sont évalués à 0,52 $GBq.a^{-1}$ (14 $mCi.a^{-1}$) (soit 3,5 kg d'uranium naturel par année) (Simmons 1980). Les déchets liquides sont traités dans des bassins ou

Tableau 2-5. $^{226}Ra$ total et $^{226}Ra$ dissous (en $Bq.L^{-1}$)[α] dans les effluents des étangs à résidus des mines d'uranium en 1978 (AECB 1978).

| Mois | Rio Algom | | | | | | Denison Lac Stollery | | | Madawaska (effluent final entrant dans l'étage de filtration | | | Gulf (effluent de l'étang de précipitation) | | | Eldorado-Beaverlodge (point final de rejet) | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Quirke ($Q_3$) | | | Panel | | | | | | | | | | | | | | |
| | Jour[β] | Total | Dissous | Jour[β] | Total | Dissous | Jour[β] | Total | Dissous | Jour[β] | Total | Dissous | Jour[β] | Total | Dissous | Jour[β] | Total | Dissous |
| Janvier | - | - | 0,51 | - | - | - | 3 | - | 0,04 | 2 | 0,74 | 0,44 | 3 | 0,31 | 0,37 | 3 | 1,28 | 0,65 |
| | | | | | | | 12 | - | 0,04 | 9 | 1,6 | 0,52 | 10 | 0,36 | 0,16 | 9 | 1,18 | 0,27 |
| | | | | | | | 17 | - | 0,04 | 16 | - | 3,8 | 17 | 0,59 | 0,52 | 19 | 1,42 | 0,32 |
| | | | | | | | 24 | - | 0,04 | 23 | - | 1,3 | 24 | 0,44 | 0,37 | 23 | 1,39 | 0,26 |
| | | | | | | | 26 | - | 0,04 | 30 | - | 1,1 | 31 | 0,59 | 0,085 | | | |
| Février | - | - | 0,73 | - | - | - | 8 | - | 0,04 | 6 | - | 0,41 | 7 | 0,59 | 0,16 | 3 | 1,31 | 0,47 |
| | | | | | | | 14 | - | 0,04 | | | | 14 | 0,13 | 0,085 | 6 | 1,52 | 0,27 |
| | | | | | | | 21 | - | 0,1 | | | | 21 | 0,33 | 0,14 | 16 | 1,57 | 0,18 |
| | | | | | | | 28 | - | 0,04 | | | | 28 | 0,58 | 0,074 | 22 | 1,55 | 0,37 |
| | | | | | | | | | | | | | | | | 28 | 1,49 | 0,42 |
| Mars | - | - | 0,50 | - | - | - | 7 | - | 0,04 | 13 | - | 0,48 | 7 | 1,1 | 0,44 | 9 | 1,6 | 0,20 |
| | | | | | | | 14 | - | 0,04 | 20 | 2,2 | 0,70 | 14 | 14 | 0,044 | 16 | 1,3 | 0,22 |
| | | | | | | | 21 | - | 0,04 | 27 | 4,0 | 1,5 | 21 | 0,79 | 0,53 | 22 | 1,16 | 0,16 |
| | | | | | | | 28 | - | 0,15 | | | | 28 | 0,44 | 0,11 | 31 | 1,3 | 0,16 |
| Avril | - | - | 0,23 | - | - | - | - | - | - | 3 | 4,2 | 0,48 | 4 | 1,6 | 0,085 | 6 | 0,38 | 0,04 |
| | | | | | | | | | | 10 | 8,8 | 0,74 | 11 | 0,85 | 0,056 | 12 | 0,11 | 0,02 |
| | | | | | | | | | | 17 | 4,2 | 0,63 | 18 | 3,7 | 0,41 | 17 | 0,093 | 0,052 |
| | | | | | | | | | | 24 | 8,1 | 0,63 | 25 | 1,6 | 0,074 | 21 | 1,29 | 0,089 |
| | | | | | | | | | | | | | | | | 25 | 0,84 | 0,26 |
| Mai | - | - | 0,28 | - | - | - | 2 | | 0,3 | 1 | 2,6 | 0,92 | 2 | 0,96 | 0,03 | - | - | - |
| | | | | | | | 9 | | 0,2 | 8 | 2,9 | 0,74 | 9 | 5,9 | 0,11 | | | |
| | | | | | | | 16 | | 0,1 | 15 | 17,1 | 3,8 | 16 | 1,4 | 0,18 | | | |
| | | | | | | | 23 | | 0,07 | 23 | 21,3 | 3,6 | 23 | 0,81 | 0,03 | | | |
| | | | | | | | 30 | | 0,04 | 29 | 9,8 | 0,56 | 30 | 1,2 | 0,20 | | | |
| Juin | - | - | 0,16 | - | - | - | 6 | - | 0,15 | 5 | 17,8 | 1,6 | 6 | 0,70 | | 7 | 0,21 | 0,093 |
| | | | | | | | 13 | - | 0,1 | 12 | 15,2 | 1,8 | 13 | 0,36 | | 15 | 0,13 | 0,059 |
| | | | | | | | 20 | - | 0,1 | | | | 20 | 1,5 | | 27 | 0,12 | 0,052 |
| | | | | | | | 27 | - | 0,15 | | | | 27 | 0,67 | | | | |

Tableau 2-5. (suite)

| Mois | Rio Algom | | | | | | Denison Lac Stollery | | | Madawaska (effluent final entrant dans l'étang de filtration | | | Gulf (effluent de l'étang de précipitation ) | | | Eldorado-Beaverlodge (point final de rejet) | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Quirke ($Q_3$) | | | Panel | | | | | | | | | | | | | | |
| | Jour[β] | Total | Dissous | Jour[β] | Total | dissous | Jour[β] | Total | Dissous | Jour[β] | Total | Dissous | Jour[β] | Total | Dissous | Jour[β] | Total | Dissous |
| | | | | | Mélange mixte hebdomadaire | | | | | | | | | | | | | |
| Juillet | - | - | 0,15 | 4 | 0,16 | | - | - | - | 4 | 8,7 | - | 4 | 0,17 | 0,056 | 5 | 0,13 | 0,093 |
| | | | | 8 | 0,12 | | | | | 10 | - | 0,6 | 11 | 0,063 | 0,063 | 7 | 0,12 | 0,059 |
| | | | | 11 | 0,10 | | | | | 17 | 4,0 | 1,0 | 18 | 0,34 | 0,074 | 10 | 0,096 | 0,041 |
| | | | | 15 | 0,093 | | | | | 24 | 4,0 | 0,4 | 25 | 0,25 | 0,13 | 15 | 0,16 | 0,63 |
| | | | | 18 | 0,11 | | | | | 31 | 5,7 | 0,4 | | | | 27 | 0,31 | 0,074 |
| | | | | 25 | 0,11 | | | | | | | | | | | | | |
| Août | - | - | 0,15 | 12 | 0,16 | | - | - | - | 8 | - | 0,4 | 1 | 0,33 | 0,11 | 4 | 0,096 | 0,044 |
| | | | | 15 | 0,085 | | | | | 14 | - | 0,3 | 8 | 0,11 | 0,081 | 9 | 0,14 | 0,037 |
| | | | | 19 | 0,18 | | | | | | | | 15 | 0,17 | 0,078 | 11 | 0,15 | 0,16 |
| | | | | 22 | 0,16 | | | | | | | | 22 | 0,21 | 0,067 | 14 | 0,24 | 0,03 |
| | | | | 26 | 0,16 | | | | | | | | 29 | 0,11 | 0,14 | 25 | 0,19 | 0,16 |
| | | | | 29 | 0,14 | | | | | | | | | | | 30 | 0,28 | 0,02 |
| Septembre | - | - | 0,14 | 2 | 0,12 | | 5 | 0,15 | 0,04 | - | - | - | 5 | 0,081 | 0,056 | - | - | - |
| | | | | 9 | 0,096 | | 12 | 0,1 | 0,04 | | | | 12 | 0,22 | 0,096 | | | |
| | | | | 16 | 0,089 | | 20 | 0,07 | 0,04 | | | | 19 | 0,17 | 0,085 | | | |
| | | | | 18 | 0,078 | | 26 | 0,07 | 0,04 | | | | 26 | 0,15 | 0,11 | | | |
| | | | | 23 | 0,30 | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | 26 | 0,096 | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | 30 | 0,04 | | | | | | | | | | | | | |
| Octobre | - | - | 0,12 | 7 | 0,085 | | 3 | 0,2 | 0,15 | 5 | 1,4 | 0,6 | 3 | 0,30 | 0,12 | - | - | - |
| | | | | 14 | 0,081 | | 10 | 0,2 | 0,04 | 11 | 0,7 | 0,4 | 10 | 0,096 | 0,081 | | | |
| | | | | 21 | 0,11 | | 17 | 0,1 | 0,04 | 18 | 1,3 | 0,3 | 17 | 0,28 | 0,067 | | | |
| | | | | 28 | 9,14 | | 25 | 1,0 | 0,04 | 25 | 1,1 | 0,3 | 24 | - | - | | | |
| | | | | | | | 31 | 1,0 | 0,04 | | | | 31 | 0,10 | 0,089 | | | |
| Novembre | - | - | 0,14 | 4 | 0,056 | | 7 | 0,1 | 0,04 | - | - | - | 7 | - | - | - | - | - |
| | | | | 7 | 0,093 | | 14 | 1,1 | 0,04 | | | | 14 | - | - | | | |
| | | | | 11 | 0,074 | | 21 | 1,2 | 0,07 | | | | 21 | - | - | | | |
| | | | | 18 | 0,11 | | 28 | 0,4 | 0,04 | | | | 28 | 0,11 | 0,048 | | | |
| | | | | 22 | 0,15 | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | 25 | 0,074 | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | 28 | 0,15 | | | | | | | | | | | | | |
| Décembre | - | - | - | 9 | 0,07 | | - | - | - | - | - | - | 5 | - | - | - | - | - |
| | | | | 12 | 0,1 | | | | | | | | 12 | | | | | |
| | | | | 16 | 0,07 | | | | | | | | 19 | | | | | |
| | | | | 19 | 0,1 | | | | | | | | 26 | | | | | |
| | | | | 23 | 0,15 | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | 30 | 0,07 | | | | | | | | | | | | | |

[α] 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm).

[β] Jour du mois, si connu.

Tableau 2-6. Rejet de $^{226}Ra$ et d'uranium par les installations minières canadiennes en 1979 et 1980 (tirés de dossiers de la CCEA).

| Bassin lacustre | Source | Année | Volume rejeté ($m^3.a^{-1}$) | Concentration de $^{226}Ra$ ($Bq.L^{-1}$) | | Quantité totale de $^{226}Ra$ ($MBq.a^{-1}$) | | Concentration d'uranium ($mg.L^{-1}$) | Quantité totale d'uranium (kg) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | Dissous | Total | Dissous | Total | | |
| Chenal nord du lac Huron[α] | déversé dans la rivière Serpent | | | | | | | | |
| | Denison Mines | | | | | | | - | - |
| | - Lac Stollery | 1979 | $8,26 \times 10^6$ | $7,4 \times 10^{-2}$ | | $6,11 \times 10^2$ | | | |
| | | 1980 | $6,61 \times 10^6$ | $8,15 \times 10^{-2}$ | | $5,37 \times 10^2$ | | $1,1 \times 10^{-1}$ | $7,27 \times 10^2$ |
| | - Lac Williams | 1979 | $2,30 \times 10^5$ | $1,1 \times 10^{-1}$ | | $2,6 \times 10$ | | - | - |
| | | 1980 | $1,84 \times 10^5$ | $1,33 \times 10^{-1}$ | | $2,4 \times 10$ | | $3 \times 10^{-2}$ | 6 |
| | - Lac Orient | 1979 | $1,64 \times 10^6$ | $7,8 \times 10^{-2}$ | | $1,27 \times 10^2$ | | - | - |
| | | 1980 | $1,87 \times 10^6$ | $5,19 \times 10^{-2}$ | | $9,69 \times 10$ | | $1 \times 10^{-2}$ | $1,9 \times 10$ |
| | Rio Algom-Quirke | | | | | | | | |
| | - Barrage Quirke | 1979 | $1,16 \times 10^7$ | $3,0 \times 10^{-1}$ | | $3,42 \times 10^3$ | | $1,7 \times 10^{-1}$ | $1,97 \times 10^3$ |
| | | 1980 | $9,89 \times 10^6$ | $2,58 \times 10^{-1}$ | | $2,51 \times 10^3$ | | $2,3 \times 10^{-1}$ | $2,23 \times 10^3$ |
| | - Ruisseau Sheriffe | 1979 | $1,30 \times 10^7$ | $3,0 \times 10^{-1}$ | | $3,85 \times 10^3$ | | - | - |
| | | 1980 | $1,29 \times 10^7$ | $2,98 \times 10^{-1}$ | | $3,85 \times 10^3$ | | $1,7 \times 10^{-1}$ | $2,14 \times 10^3$ |
| | - Lac Nordick | 1979 | $2,62 \times 10^5$ | $1,5 \times 10^{-1}$ | | $3,89 \times 10$ | | - | - |
| | | 1980 | $1,58 \times 10^6$ | $1,17 \times 10^{-1}$ | | $1,84 \times 10^2$ | | $1 \times 10^{-2}$ | $2,2 \times 10$ |
| | - Lac Crotch | 1979 | $1,27 \times 10^7$ | $3,4 \times 10^{-1}$ | | $4,36 \times 10^3$ | | - | - |
| | | 1980 | $7,83 \times 10^6$ | $2,74 \times 10^{-1}$ | | $2,14 \times 10^3$ | | $5 \times 10^{-2}$ | $3,84 \times 10^2$ |
| | Rio Algom-Panel | | | | | | | | |
| | - Ruisseau Rochester | 1979 | $6,85 \times 10^7$ | $2,2 \times 10^{-1}$ | | $1,52 \times 10^4$ | | - | - |
| | | 1980 | $4,27 \times 10^7$ | $5,07 \times 10^{-2}$ | | $2,16 \times 10^3$ | | $3 \times 10^{-2}$ | $1,19 \times 10^3$ |
| | - Étang à résidus | 1979 | - | - | | - | | - | - |
| | | 1980 | $2,80 \times 10^6$ | $1,56 \times 10^{-1}$ | | $4,35 \times 10^2$ | | $9 \times 10^{-2}$ | $2,43 \times 10^2$ |
| | provenant de la rivière Serpent | 1979 | $1,04 \times 10^9$ | $7,15 \times 10^{-2}$ | | $7,44 \times 10^4$ | | - | - |
| | | 1980 | $5,59 \times 10^8$ | - | | - | | - | - |
| | déversé dans la rivière Spanish | | | | | | | | |
| | Agnew Lake Mines | 1979 | $3,00 \times 10^5$ | $2,6 \times 10^{-2}$ | | 7,8 | | $1 \times 10^{-1}$ | $3,0 \times 10$ |
| | | 1980 | $2,53 \times 10^5$ | $2,6 \times 10^{-2}$ | | 6,7 | | $1 \times 10^{-1}$ | $2,7 \times 10$ |
| | du ruisseau Pronto | 1979 | $2,35 \times 10^5$ | $2,2 \times 10^{-1}$ | | $5,22 \times 10^2$ | | - | - |
| | | 1980 | $2,16 \times 10^6$ | $1,45 \times 10^{-1}$ | | $3,13 \times 10^2$ | | $2 \times 10^{-2}$ | $5,3 \times 10$ |
| Lac Ontario[α] | par le lac Bow | | | | | | | | |
| | Madawaska Mines | 1979 | $8,41 \times 10^5$ | $2,7 \times 10^{-1}$ | | $2,28 \times 10^2$ | | $3,8 \times 10^{-1}$ | $3,18 \times 10^2$ |
| | | 1980 | $5,19 \times 10^5$ | $2,07 \times 10^{-1}$ | | $1,08 \times 10^2$ | | $4,9 \times 10^{-1}$ | $2,54 \times 10^2$ |
| | à Port Hope | | | | | | | | |
| | Eldorado Nucléaire Ltée | | | | | | | | |
| | - productions de $UO_2/UO_3$ | 1979 | - | $1,1 \times 10^{-2}$ | | $2,72 \times 10^0$ | | $1,2 \times 10^{-1}$ | $2,94 \times 10^{2\beta}$ |
| | | 1980 | - | $3,3 \times 10^{-2}$ | | $8,15 \times 10^0$ | | 1,01 | $2,47 \times 10^{3\beta}$ |
| | - productions de $UF_6$ | 1979 | - | γ | | γ | | $1 \times 10^{-1}$ | $7,3 \times 10^{1\beta}$ |
| | | 1980 | - | γ | | γ | | $9 \times 10^{-2}$ | $6,6 \times 10^{1\beta}$ |
| Lac Athabasca/ Lac Beaverlodge | à Uranium City | | | | | | | | |
| | Eldorado Nucléaire Ltée | | | | | | | | |
| | - Fay Verna | 1979 | $2,27 \times 10^4$ | $1 \times 10^{-1}$ | $3,20 \times 10^{-1}$ | $2,27 \times 10^2$ | $7,27 \times 10^2$ | 3,72 | $8,45 \times 10^3$ |
| | | 1980 | $1,98 \times 10^6$ | $7,4 \times 10^{-2}$ | $3,2 \times 10^{-1}$ | $1,47 \times 10^2$ | $6,34 \times 10^2$ | 4,07 | $8,06 \times 10^3$ |
| | - Dubyna | 1979 | $2,92 \times 10^5$ | $5,7 \times 10^{-2}$ | $8,07 \times 10^{-2}$ | 1,66 x 10 | $2,36 \times 10$ | $5,59 \times 10^{-1}$ | $1,63 \times 10^2$ |
| | | 1980 | $1,56 \times 10^5$ | - | 2,43 | - | $3,79 \times 10^2$ | 2,91 | $4,54 \times 10^2$ |
| Lac Rabbit | Gulf Mineral Canada Ltd. | 1979 | $2,17 \times 10^6$ | $1,74 \times 10^{-1}$ | $4,07 \times 10^{-1}$ | $3,78 \times 10^2$ | $8,83 \times 10^2$ | 1,90 | $4,12 \times 10^3$ |
| | | 1980 | $2,16 \times 10^6$ | $1,26 \times 10^{-1}$ | $3,13 \times 10^{-1}$ | $2,72 \times 10^2$ | $6,76 \times 10^2$ | 1,20 | $2,59 \times 10^3$ |

Note: 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm).

α Mesurés au dernier point de contrôle des installations.

β Calculés avec un débit approximatif de $5,0\ m^3.min^{-1}$ pendant une année de 340 jours.

γ Aucune émission de radium par cette source.

δ Calculés avec un débit approximatif de $1,5\ m^3.min^{-1}$ pendant une année de 340 jours.

Tableau 2-7. Composition caractéristique d'un raffinat (tiré de Frost et Roake 1979).

| Paramètre | Mesure |
|---|---|
| Solides totaux | 225 $g.L^{-1}$ |
| Solides en suspension | 10 $g.L^{-1}$ |
| Nitrate total | 150 $g.L^{-1}$ |
| Sulfate | 30 $g.L^{-1}$ |
| Ammoniac | 10 $g.L^{-1}$ |
| Sodium | 10 $g.L^{-1}$ |
| Phosphate | 3 $g.L^{-1}$ |
| Calcium | 1 $g.L^{-1}$ |
| Potassium | 1 $g.L^{-1}$ |
| Fe, Si, V, Al, Mo, Cl | 0,1-1 $g.L^{-1}$ |
| F, As, Mg, Cu, Pb | 0,01-0,05 $g.L^{-1}$ |
| pH | 0,04 |
| Radionuclides[α] | |
| Thorium | 1,5 $g.L^{-1}$ = 12,2 $kBq.L^{-1}$ |
| Uranium | 0,3 $g.L^{-1}$ = 7,4 $kBq.L^{-1}$ |
| $^{226}Ra$ | 1,9 $kBq.L^{-1}$ |
| $^{234}Th$ + $^{234}Pa$ | 22,2 $MBq.L^{-1}$ |

[α] 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm).

Tableau 2-8. Déchets rejetés annuellement par une raffinerie de 6000 $t.a^{-1}$ produisant du $UO_2$ et du $UF_6$ (tiré de Frost et Roake 1979).

| Source | Quantité avant traitement | Quantité après traitement | Volume des solides rejetés ($m^3$) |
|---|---|---|---|
| Raffinat | 25 800 $m^3$ | 9000 t | 7 500 |
| Solutions de fluorure | 9 100 $m^3$ | 2500 t | 2 080 |
| Traitement par solvant | 5 t | 5 t | 4 |
| Épuration au calcaire | 15 t | 15 t | 0 |
| Déchet solide fluoré | 2,4 t | 2,4 t | 2 |
| Ordures contaminées | | | |
| Non métallique | 860 $m^3$ | 430 $m^3$ | 430 |
| Métallique | 850 $m^3$ | 850 $m^3$ | 850 |
| Bidons | 2 600 $m^3$ | 125 $m^3$ | 125 |
| | | Volume total = | 11 000 |

des étangs de décantation. Une importante usine de fabrication américaine rejetait des radionuclides (U + $^{234}$Th + $^{234}$Pa) correspondant en tout à 37 GBq.a$^{-1}$ (1 Ci.a$^{-1}$) (AEC 1974).

Les déchets d'exploitation et d'entretien sont des substances solides contenant de faibles quantités d'uranium. Le volume total de ces déchets est estimé à 300 m$^3$.a$^{-1}$, ce qui correspond à 55,5 GBq.a$^{-1}$ (1 Ci.a$^{-1}$) (360 kg.a$^{-1}$) d'uranium pour une usine produisant 400 t.a$^{-1}$ (Simmons 1980).

2.2.2.5 Déchets provenant des centrales nucléaires

La plupart des réacteurs qui risquent de contaminer l'environnement aquatique canadien sont situés sur les deux rives (celle des États-Unis et celle du Canada) des Grands Lacs; toutefois, on érige maintenant des réacteurs nucléaires canadiens sur la côte (voir Tableau 2-27).

La Figure 2-6 présente l'emplacement de toutes les centrales nucléaires dans le bassin des Grands Lacs. Les treize qui s'y trouvent (elles sont situées sur la rive des Grands Lacs) et leurs 26 réacteurs ont maintenant une capacité électrique totale de 16 807 MW; le Tableau 2-9 fournit des détails sur chacune des centrales. Les centrales actuellement en construction ou qu'on prévoit mettre en service d'ici la fin de la prochaine décennie auront une capacité nominale de 21 745 MW; le Tableau 2-10 fournit des informations au sujet de leur emplacement, de leur capacité et des dates à laquelle leur construction sera terminée.

Les centrales nucléaires fonctionnent suivant le même principe que les centrales alimentées par les combustibles fossiles traditionnels (pétrole ou charbon), sauf que la chaleur est produite par la fission nucléaire au lieu de la combustion.

Aux États-Unis, on utilise principalement deux types de réacteurs nucléaires refroidis à l'eau légère: soit les réacteurs à eau sous pression (PWR) qui fonctionnent en cycle indirect et les réacteurs à eau bouillante (BWR) qui fonctionnent en cycle direct. Les réacteurs à eau sous pression produisent actuellement les deux tiers de l'électricité des centrales refroidies à l'eau, y compris celles qui seront mises en service en 1983. Au Canada, les réacteurs CANDU sont alimentés à l'uranium naturel; ils utilisent l'eau lourde comme modérateur, qui, dans la plupart des cas, sert aussi de caloporteur primaire. Ils comprennent aussi des tubes de force et ils sont réalimentés sans interruption du service. Les types de réacteurs en service et en construction ou ceux dont la construction est projetée dans le bassin des Grands Lacs sont indiqués aux Tableaux 2-9 et 2-10. Le Tableau 2-11 résume les quantités et les types de déchets qu'ils produisent. Dans les cas des réacteurs des États-Unis, les émissions

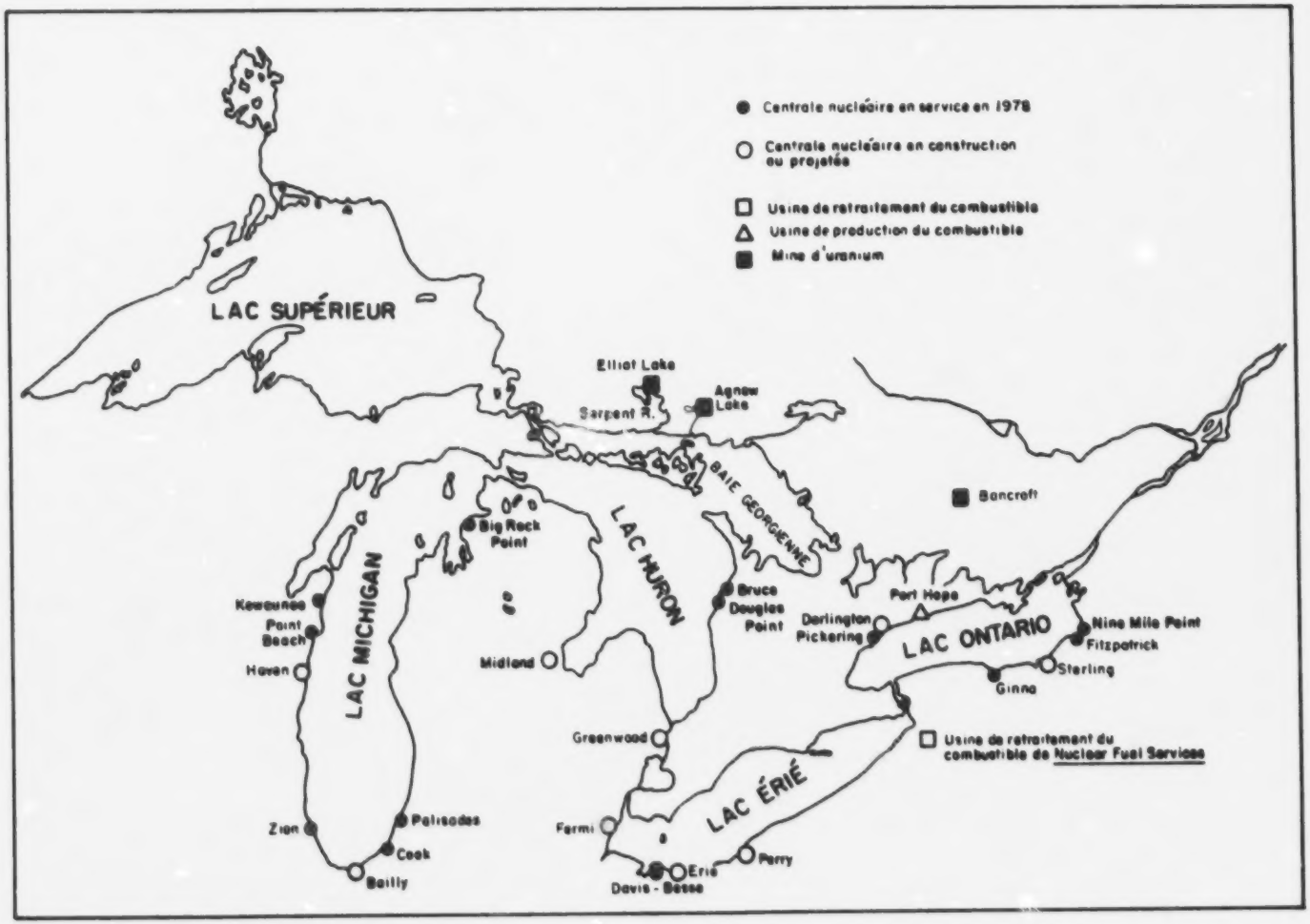



Figure 2-6. Centrales nucléaires dans le bassin des Grands Lacs (IJC 1979).

Tableau 2-9. Centrales nucléaires et installations de recherche en service au Canada et aux États-Unis (tiré de IJC 1979; Chatterjee 1983).

| Lac ou cours d'eau | Centrale | Emplacement | Type de réacteur | Energie électrique (MW) | Mise en service |
|---|---|---|---|---|---|
| | | CENTRALES NUCLÉAIRES | | | |
| Lac Michigan | Zion I et II | Zion, Illinois | Eau sous pression | 2 x 1040 | 1973 |
| | Kewaunee | Carlton, Wisconsin | Eau sous pression | 535 | 1974 |
| | Point Beach I et II | Manitowoc County, Wisconsin | Eau sous pression | 2 x 497 | 1970 et 1972 |
| | Palisades | Covert Township, Michigan | Eau sous pression | 805 | 1971 |
| | Big Rock Point | Charlevoix County, Michigan | Eau bouillante | 72 | 1963 |
| | Cook 1 et 2 | Benton Harbor, Michigan | Eau sous pression | 1054 et 1060 | 1975 et 1978 |
| Lac Huron | Douglas Point | Tiverton, Ontario | CANDU | 220 | 1966 |
| | Bruce A | Tiverton, Ontario | CANDU | 4 x 750 | 1976 |
| Lac Érié | Davis-Besse 1 | Ottawa County, Ohio | Eau sous pression | 906 | 1978 |
| Lac Ontario | Pickering A | Pickering, Ontario | CANDU | 4 x 540 | 1971 |
| | Pickering B | Pickering, Ontario | CANDU | 4 x 500 | 1982 |
| | Ginna | Ontario, New York | Eau sous pression | 490 | 1970 |
| | Fitzpatrick | Oswego, New York | Eau bouillante | 821 | 1975 |
| | Nine Mile Point 1 | Oswego, New York | Eau bouillante | 610 | 1969 |
| Fleuve St-Laurent | Gentilly 1 | Gentilly, Québec (Hydro-Québec et EACL) | CANDU-eau bouillante | 250 | 1970 |
| | | INSTALLATIONS DE RECHERCHE NUCLÉAIRE | | | |
| Rivière des Outaouais | Laboratoires nucléaires de Chalk River (LNCR) (EACL) | Chalk River, Ontario | Réacteurs de recherche<br>NRX<br>NRU | <br>42 MW(t)<br>200 MW(t) | <br>1947<br>1957 |
| Rivière Winnipeg | Établissement de recherche nucléaire Whiteshell (ERNW) (EACL) | Pinawa, Manitoba | Réacteur de recherche | | 1965 |

Tableau 2-10. Centrales nucléaires en construction ou projetées au Canada et aux États-Unis (tiré de IJC 1979; Chatterjee 1983).

| Lacs ou cours d'eau | Centrale | Emplacement | Type de réacteur | Capacité électrique (MW) | Mise au service |
|---|---|---|---|---|---|
| Lac Michigan | Bailly | Westchester Township, Indiana | Eau bouillante | 645 | 1986 |
| | Haven | Sheboygan, Wisconsin | Eau sous pression | 900 | 1984 |
| Lac Huron | Midland 1 et 2 | Midland, Michigan | Eau sous pression | 460 & 811 | 1983 |
| | Bruce B | Tiverton, Ontario | CANDU | 4 x 750 | 1983 |
| Rivière St-Claire | Greenwood 2 et 3 | St. Clair County, Michigan | Eau sous pression | 2 x 1200 | 1987-1989 |
| Lac Érié | Fermi 2 | Monroe County, Michigan | Eau bouillante | 1093 | 1983 |
| | Davis-Besse 2 et 3 | Ottawa County, Ohio | Eau sous pression | 2 x 906 | ? |
| | Érié 1 et 2 | Erie County, Ohio | Eau sous pression | 2 x 1282 | 1985 |
| | Perry 1 et 2 | Lake County, Ohio | Eau bouillante | 2 x 1205 | 1983 |
| Lac Ontario | Nine Mile Point 2 | Oswego, New York | Eau bouillante | 1100 | 1983 |
| | Sterling 1 | Sterling, New York | Eau sous pression | 1150 | 1985 |
| | Darlington A | Oshawa, Ontario | CANDU | 4 x 850 | 1988 |
| | New York State Electric and Gas Co. 1 et 2 | | | | |

Tableau 2-11. Quantités et types de déchets produits par les réacteurs nucléaires[α].

| Type de réacteur | Déchets humides et secs | Volume ($m^3$) | Activité totale | |
|---|---|---|---|---|
| | | | TBq | Ci |
| Réacteur à eau légère des É.-U.[β] (1000 MW(é)) | Humides - tels que résines et filtres | 500 | 170 | $4,6 \times 10^3$ |
| | Secs | 120 | | |
| Réacteur canadien CANDU (500 MW(é)) | Humides - résines | 11,9 | 20.4 | 550 |
| | - filtres | 0,3 | 15,2 | 410 |
| | Secs - déchets combustibles | 228 | 0,041 | 1,1 |
| | - déchets non combustibles | 1 | $5,6 \times 10^{-4}$ | 0,015 |

α Quantités de déchets produits par 100 MW(é) pour les réacteurs à eau des É.-U., et par 500 MW(é) pour le réacteur CANDU. Notez qu'en doublant la capacité électrique, on ne double pas nécessairement la quantité de déchets.

β Valeur moyenne, en supposant deux tiers de réacteurs à eau sous pression et un tiers de réacteurs à eau bouillante.

les plus importantes sont constituées de radio-isotopes d'hydrogène, de cobalt, de strontium et de césium. Dans le cas des réacteurs canadiens, elles sont constituées principalement de tritium.

Les atomes radioactifs produits par une centrale nucléaire proviennent de la fission d'atomes d'uranium (produits de fission) ainsi que de l'absorption de neutrons par le caloporteur et les matériaux structuraux (produits d'activation). Parmi les radionuclides les plus importants produits par la fission de l'uranium, on compte les isotopes du krypton et du xénon, du césium, du rubidium, du baryum et du strontium ainsi que les isotopes de l'iode et du brome.

La capture de neutrons de fission par les noyaux d'éléments stables donne souvent des produits d'activation radioactifs. Les radio-isotopes du caloporteur sont généralement des produits d'activation de gaz tels que l'hydrogène, l'argon, le fluor, l'azote et l'oxygène, qui ont, pour la plupart, une période relativement courte. Les substances radioactives produites par activation dans les matériaux structuraux peuvent avoir des périodes considérablement plus longues et comprendre une bien plus grande variété d'éléments radioactifs, dont le zirconium, le maganèse, le nickel, le fer, le carbone, le chrome, le cobalt et le cuivre.

Les quantités de radionuclides rejetées annuellement avec les effluents gazeux et aqueux par les centrales nucléaires et les réacteurs de recherche au Canada entre 1972 et 1980 sont données aux Tableaux 2-12 à 2-26 (AECB 1982).

La centrale nucléaire de Point Lepreau au Nouveau-Brunswick est la première au Canada à être située sur la côte. Les rejets susceptibles de provenir de ce réacteur seront relativement faibles, estime-t-on, à l'exception des rejets de tritium (Tableau 2-27).

Le personnel des centrales nucléaires doit contrôler et limiter la radioactivité dans les effluents. A l'extérieur de l'aire de la centrale, les organismes gouvernementaux chargés de la protection de la santé et de l'environnement mettent en oeuvre des programmes de contrôle destinés à s'assurer que les rejets n'endommagent pas l'environnement outre mesure.

### 2.2.2.6 Déchets de retraitement

Les principaux rejets des produits de fission dans l'océan étaient des déchets du retraitement, comme à Windscale au R.-U. ou au Cap de la Hague en France (Tableau 2-8). Le Canada ne possède pas pour le moment d'usine de retraitement.

Tableau 2-12. Rejets gazeux émis par la centrale nucléaire de Pickering, de 1972 à 1980 (tiré de AECB 1982).

| Radionuclides | Activité des substances gazeuses rejetées annuellement (TBq.a$^{-1}$)[α] | | | | | | | | | Activité cumulée de 1972 à 1980 (TBq) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1972 | 1973 | 1974 | 1975 | 1976 | 1977 | 1978 | 1979[ε] | 1980[ε] | |
| Tritium ($^{3}H$) | $5,3 \times 10^{2}$ | $1,4 \times 10^{3}$ | $9,2 \times 10^{2}$ | $7,6 \times 10^{2}$ | $8,9 \times 10^{2}$ | $1,6 \times 10^{3}$ | $9,6 \times 10^{2}$ | $1,2 \times 10^{3}$<br>$1,5 \times 10^{3}$ | $6,8 \times 10^{2}$ | $9,0 \times 10^{3}$ |
| Iode radioactif[β] | $4,9 \times 10^{-3}$ | $2,0 \times 10^{-4}$ | $1,5 \times 10^{-4}$ | $4,1 \times 10^{-5}$ | $5,6 \times 10^{-5}$ | $6,7 \times 10^{-5}$ | $5,6 \times 10^{-5}$ | $7,8 \times 10^{-5}$ | $1,6 \times 10^{-4}$ | $5,7 \times 10^{-3}$ |
| Gaz nobles[γ] ($^{41}Ar$, $^{133}Xe$, etc.) | $1,8 \times 10^{3}$ | $1,5 \times 10^{3}$ | $1,6 \times 10^{2}$ | $1,9 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $1,6 \times 10^{2}$ | $1,5 \times 10^{2}$ | $2,2 \times 10^{2}$ | $2,4 \times 10^{2}$ | $4,6 \times 10^{3}$ |
| Activité globale bêta + gamma des particules en suspension[δ] ($^{137}Cs$, $^{60}Co$, etc.) | $4,5 \times 10^{-1}$ | $4,1 \times 10^{-1}$ | 1.3 | $2,7 \times 10^{-1}$ | $1,5 \times 10^{-1}$ | $2,7 \times 10^{-1}$ | $1,1 \times 10^{-1}$ | $4,1 \times 10^{-5}$ | $1,2 \times 10^{-4}$ | 3,0 |

α 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm); 1 TBq = 27 Ci.

β Normalement, on ne mesure que le $^{131}I$. Pour tenir compte de la présence des isotopes à période courte, comme le $^{133}I$, et le $^{135}I$, on suppose, pour obtenir les limites hebdomadaires et annuelles, que 50% de la dose à la thyoïde provient du $^{131}I$ et que l'autre 50% provient des isotopes à période courte.

γ Les rejets de gaz nobles sont exprimés en TBq-MeV de rayonnement gamma, soit le produit de l'activité et de l'énergie des photons gamma.

δ L'activité des particules est exprimée comme l'activité globale bêta + gamma établie par comparaison avec un étalon de $^{137}Cs$. Pour obtenir les limites hebdomadaires et annuelles des rejets, on suppose que toute l'activité globale bêta + gamma provient du $^{137}Cs$. Dans le cas des centrales nucléaires, l'activité du $^{137}Cs$ dans les rejets gazeux s'élève à environ 20-70% de toute l'activité globale bêta + gamma.

ε Lorsqu'on donne deux valeurs, la première est tirée du rapport sur la radioactivité en 1979 et 1980 de la Commission mixte internationale - Conseil sur la qualité de l'eau des Grands Lacs; l'autre est tirée des rapports trimestriels de la centrale nucléaire de Pickering. On donne un seul chiffre lorsque les deux valeurs concordent.

Tableau 2-13. Rejets gazeux émis par la centrale nucléaire de Douglas Point, de 1972 à 1980 (tiré de AECB 1982).

| Radionuclides | Activité des substance gazeuses rejetées annuellement ($TBq.a^{-1}$)[α] | | | | | | | | | Activité cumulée de 1972 à 1980 (TBq) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1972 | 1973 | 1974 | 1975 | 1976 | 1977 | 1978 | 1979[ε] | 1980[ε] | |
| Tritium ($^{3}H$) | $2,7 \times 10^{2}$ | $7,4 \times 10^{2}$ | $1,9 \times 10^{2}$ | $5,5 \times 10^{2}$ | $1,3 \times 10^{3}$ | $4,3 \times 10^{2}$ | $6,1 \times 10^{2}$ | $2,4 \times 10^{2}$ | $1,5 \times 10^{2}$ | $4,5 \times 10^{3}$ |
| Iode radioactif[β] ($^{131}I$) | $7,8 \times 10^{-7}$ | $7,1 \times 10^{-4}$ | $1,8 \times 10^{-3}$ | $1,3 \times 10^{-3}$ | $6,0 \times 10^{-4}$ | $3,4 \times 10^{-4}$ | $3,4 \times 10^{-4}$ | $4,2 \times 10^{-5}$ | $5,9 \times 10^{-5}$<br>$6,0 \times 10^{-5}$ | $5,2 \times 10^{-3}$ |
| Gaz nobles[γ] ($^{41}Ar$, $^{133}Xe$, etc.) | $2,7 \times 10^{3}$ | $5,0 \times 10^{3}$ | $7,8 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $3,2 \times 10^{2}$ | $3,7 \times 10^{2}$ | $6,9 \times 10^{2}$ | $1,9 \times 10^{2}$ | $1,2 \times 10^{4}$ |
| Activité globale bêta + gamma des particules en suspension[δ] ($^{137}Cs$, $^{60}Co$, etc.) | $5,6 \times 10^{-6}$ | $2,4 \times 10^{-5}$ | $1,8 \times 10^{-5}$ | $1,3 \times 10^{-5}$ | $8,5 \times 10^{-6}$ | $6,3 \times 10^{-6}$ | $8,9 \times 10^{-6}$ | $8,1 \times 10^{-6}$ | $3,6 \times 10^{-6}$ | $9,6 \times 10^{-5}$ |

α 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm); 1 TBq = 27 Ci.

β Normalement, on ne mesure que le $^{131}I$. Pour tenir compte de la présence des isotopes à période plus courte, comme le $^{133}I$ et $^{135}I$, on suppose, pour obtenir les limites hebdomadaires et annuelles, que 50% de la dose à la thyroïde provient du $^{131}I$ et que l'autre 50% provient des isotopes à période plus courte.

γ Les rejets de gaz nobles sont exprimés en TBq-MeV de rayonnement gamma, soit le produit de l'activité et de l'énergie des photons gamma.

δ L'activité des particules est exprimée comme l'activité globale bêta + gamma, établie par comparaison avec un étalon de $^{137}Cs$. Pour obtenir les limites hebdomadaires et annuelles des rejets, on suppose que toute l'activité globale bêta + gamma provient du $^{137}Cs$. Dans le cas des centrales nucléaires, l'activité du $^{137}Cs$ dans les rejets gazeux s'élève à environ 20-70% de toute l'activité globale bêta + gamma.

ε Lorsqu'on donne deux valeurs, la première est tirée du rapport sur la radioactivité en 1979 et 1980 de la Commission mixte internationale - Conseil sur la qualité de l'eau des Grands Lacs; l'autre est tirée des rapports trimestriels de la centrale nucléaire de Douglas Point. On donne un seul chiffre lorsque les valeurs concordent.

Tableau 2-14. Rejets gazeux émis par la centrale nucléaire NPD (Démonstration) de 1972 à 1980 (tiré de AECB 1982).

| Radionuclides | Activité des substances gazeuses rejetées annuellement ($TBq.a^{-1}$)[α] | | | | | | | | | Activité cumulée de 1972 à 1980 (TBq) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1972 | 1973 | 1974 | 1975 | 1976 | 1977 | 1978 | 1979 | 1980 | |
| Tritium ($^{3}H$) | $1,4 \times 10^{2}$ | $4,9 \times 10^{2}$ | $2,8 \times 10^{2}$ | $4,7 \times 10^{2}$ | $5,5 \times 10^{2}$ | $6,6 \times 10^{2}$ | $7,4 \times 10^{2}$ | $8,4 \times 10^{2}$ | $4,4 \times 10^{2}$ | $4,6 \times 10^{3}$ |
| Iode radioactif[β] ($^{131}I$) | $6,7 \times 10^{-10}$ | $1,4 \times 10^{-3}$ | $4,8 \times 10^{-5}$ | ND[γ] | ND | ND | ND | ND | ND | $1,4 \times 10^{-3}$ |
| Gaz nobles[δ] ($^{41}Ar$, $^{133}Xe$, etc.) | $5,8 \times 10^{2}$ | $4,5 \times 10^{3}$ | $4,1 \times 10^{3}$ | $1,8 \times 10^{3}$ | $1,9 \times 10^{3}$ | $1,5 \times 10^{3}$ | $1,3 \times 10^{3}$ | $1,5 \times 10^{3}$ | $1,4 \times 10^{3}$ | $1,9 \times 10^{4}$ |
| Activité globale bêta + gamma des particules en suspension[ε] ($^{137}Cs$, $^{60}Co$, etc.) | ND | $4,1 \times 10^{-4}$ | ND | $5,0 \times 10^{-6}$ | ND | ND | ND | ND | ND | $4,2 \times 10^{-4}$ |

α 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm); 1 TBq = 27 Ci.

β Normalement, on ne mesure que le $^{131}I$. Pour tenir compte de la présence des isotopes à période courte, comme le $^{133}I$ et $^{135}I$, on suppose, pour obtenir les limites hebdomadaires et annuelles, que 50% de la dose à la thyroïde du $^{131}I$ et que l'autre 50% provient des isotopes à période courte.

γ Inférieur au seuil de détection.

δ Les rejets de gaz nobles sont exprimés en TBq-MeV de rayonnement gamma, soit le produit de l'activité et de l'énergie des photons gamma.

ε L'activité des particules est exprimée comme l'activité globale bêta + gamma établie par comparaison avec un étalon de $^{137}Cs$. Pour obtenir les limites hebdomadaires et annuelles des rejets, on suppose que toute l'activité globale bêta + gamma provient du $^{137}Cs$. Dans le cas des centrales nucléaires, l'activité du $^{137}Cs$ dans les rejets gazeux s'élève à environ 20-70% de toute l'activité globale bêta + gamma.

Tableau 2-15. Rejets gazeux émis par la centrale nucléaire Bruce, de 1972 à 1980 (tiré de AECB 1982).

| Radionuclides | Activité des substances gazeuses rejetées annuellement (TBq.a$^{-1}$)[α] | | | | | | | | | Activité cumulée de 1972 à 1980 (TBq) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1972 | 1973 | 1974 | 1975 | 1976 | 1977 | 1978 | 1979[ζ] | 1980[ζ] | |
| Tritium ($^{3}$H) | ND[β] | ND | ND | ND | 1,1 x 10$^{2}$ | 3,1 x 10$^{2}$ | 4,7 x 10$^{2}$ | 1,4 x 10$^{3}$ | 1,6 x 10$^{3}$ | 3,9 x 10$^{3}$ |
| Iode radioactif[γ] ($^{131}$I) | ND | ND | ND | ND | 1,8 x 10$^{-9}$ | 4,6 x 10$^{-4}$ | 1,1 x 10$^{-4}$ | 5,0 x 10$^{-4}$ | 1,3 x 10$^{-4}$ | 1,2 x 10$^{-3}$ |
| Gaz nobles[δ] ($^{41}$Ar, $^{133}$Xe, etc.) | ND | ND | ND | ND | 2,2 x 10 | 1,3 x 10$^{3}$ | 1,5 x 10$^{3}$ | 3,0 x 10$^{3}$ | 8,3 x 10$^{2}$ | 6,6 x 10$^{3}$ |
| Activité globale bêta + gamma des particules en suspension[ε] ($^{137}$Cs, $^{60}$Co, etc.) | ND | ND | ND | ND | 7,4 x 10$^{-6}$ | 9,2 x 10$^{-5}$ | 1,4 x 10$^{-3}$ | 1,3 x 10$^{-4}$ | 5,6 x 10$^{-5}$<br>5,7 x 10$^{-5}$ | 1,7 x 10$^{-3}$ |

[α] 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm); 1 TBq = 27 Ci.

[β] Inférieure au seuil de détection.

[γ] Normalement, on ne mesure que le $^{131}$I. Pour tenir compte de la présence des isotopes à période courte, comme le $^{133}$I et $^{135}$I, on suppose, pour obtenir les limites hebdomadaires et annuelles, que 50% de la dose à la thryoïde provient du $^{131}$I et que l'autre 50% provient des isotopes à période courte.

[δ] Les rejets de gaz nobles sont exprimés en TBq-MeV de rayonnement gamma, soit le produit de l'activité et de l'énergie des photons gamma.

[ε] L'activité des particules est exprimée comme l'activité globale bêta + gamma établie par comparaison avec un étalon de $^{137}$Cs. Pour obtenir les limites hebdomadaires et annuelles de rejets, on suppose que toute l'activité globale bêta + gamma provient du $^{137}$Cs. Dans les cas des centrales nucléaires, l'activité du $^{137}$Cs dans les rejets gazeux s'élève à environ 20-70% de toute l'activité globale bêta + gamma.

[ζ] Lorsqu'on donne deux valeurs, la première est tirée du rapport sur la radioactivité en 1979 et 1980 de la Commission mixte internationale - Conseil sur la qualité de l'eau des Grands Lacs et l'autre est tirée des rapports trimestriels de la centrale nucléaire Bruce. On donne un seul chiffre lorsque les deux valeurs concordent.

Tableau 2-16. Rejets gazeux émis par la centrale nucléaire de Gentilly, de 1972 à 1980 (tiré de AECB 1982).

| Radionuclides | Activité des substances gazeuses rejetée annuellement ($TBq.a^{-1}$)[α] | | | | | | | | | Activité cumulée de 1972 à 1980 (TBq) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1972 | 1973 | 1974 | 1975 | 1976 | 1977 | 1978 | 1979 | 1980 | |
| Tritium ($^{3}H$) | $1,9 \times 10^{2}$ | $5,4 \times 10$ | $9,5 \times 10$ | $6,8 \times 10$ | $4,1 \times 10$ | $3,5 \times 10$ | $2,3 \times 10$ | $1,3 \times 10$ | 9,9 | $5,3 \times 10^{2}$ |
| Iode radioactif[β] ($^{131}I$) | $2,7 \times 10^{-2}$ | $<3 \times 10^{-5}$ | $<3 \times 10^{-5}$ | $<3 \times 10^{-5}$ | $<3 \times 10^{-5}$ | $<3 \times 10^{-5}$ | $<3 \times 10^{-5}$ | ND | ND | $2,7 \times 10^{-2}$ |
| Gaz nobles[γ] ($^{41}Ar$, $^{133}Xe$, etc.) | $4,5 \times 10^{2}$ | ND[δ] | ND | $1,0 \times 10^{2}$ | ND | $7,2 \times 10$ | ND | ND | ND | $6,2 \times 10^{2}$ |
| Activité globale bêta + gamma des particules en suspension[ε] ($^{137}Cs$, $^{60}Co$, etc.) | $<6,7 \times 10^{-6}$ | $<6,7 \times 10^{-6}$ | $<6,7 \times 10^{-6}$ | $<6,7 \times 10^{-6}$ | $<6,7 \times 10^{-6}$ | $<6,7 \times 10^{-6}$ | $<6,7 \times 10^{-6}$ | ND | ND | $<4,7 \times 10^{-5}$ |

α 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm); 1 TBq = 27 Ci.

β Normalement, on ne mesure que le $^{131}I$. Pour tenir compte de la présence des isotopes à période courte, comme le $^{133}I$ et $^{135}I$ on suppose, pour obtenir les limites hebdomadaires et annuelles, que 50% de la dose à la thyroïde provient du $^{131}I$ et que l'autre 50% provient des isotopes à période courte.

γ Les rejets de gaz nobles sont exprimés en TBq-MeV de rayonnement gamma, soit le produit de l'activité et de l'énergie des photons gamma.

δ Inférieure au seuil de détection.

ε L'activité des particules est exprimée comme l'activité globale bêta + gamma établie en comparaison avec un étalon de $^{137}Cs$. Pour obtenir les limites hebdomadaires et annuelles des rejets, on suppose que toute l'activité globale bêta + gamma provient du $^{137}Cs$. Dans le cas des centrales nucléaires, l'activité du $^{137}Cs$ dans les rejets gazeux s'élève à environ 20-70% de toute l'activité globale bêta + gamma.

Tableau 2-17. Rejets gazeux émis par les laboratoires nucléaires de Chalk River, de 1972 à 1980 (tiré de AECB 1982).

| Radionuclides | Activité des substances gazeuses rejetées annuellement (TBq.a$^{-1}$)[α] | | | | | | | | | Activité cumulée de 1972 à 1980 (TBq) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1972 | 1973 | 1974 | 1975 | 1976 | 1977 | 1978 | 1979 | 1980 | |
| Tritium ($^{3}$H) | $5,9 \times 10^{2}$ | $9,7 \times 10$ | $1,5 \times 10^{2}$ | $1,3 \times 10^{2}$ | $1,9 \times 10^{2}$ | $2,6 \times 10^{2}$ | $5,8 \times 10^{2}$ | $5,6 \times 10^{2}$ | $5,0 \times 10^{2}$ | $3,1 \times 10^{3}$ |
| Iode radioactif[β] ($^{131}$I) | $1,3 \times 10^{-4}$ | $2,7 \times 10^{-2}$ | $4,9 \times 10^{-2}$ | $5,7 \times 10^{-2}$ | $6,8 \times 10^{-2}$ | $1,6 \times 10^{-1}$ | $4,9 \times 10^{-2}$ | $3,5 \times 10^{-2}$ | $1,3 \times 10^{-2}$ | $4,6 \times 10^{-1}$ |
| Gas nobles[γ] ($^{41}$Ar, $^{133}$Xe, etc.) | $2,0 \times 10^{5}$ | $1,0 \times 10^{5}$ | $2,3 \times 10^{5}$ | $1,1 \times 10^{5}$ | $1,2 \times 10^{5}$ | $1,1 \times 10^{5}$ | $9,3 \times 10^{4}$ | $7,6 \times 10^{2}$ | $9,1 \times 10^{2}$ | $9,6 \times 10^{5}$ |
| Activité globale bêta + gamma des particules en suspension[δ] ($^{137}$Cs, $^{60}$Co, etc.) | $3,0 \times 10^{-5}$ | $9,6 \times 10^{-2}$ | $2,0 \times 10^{-1}$ | $8,1 \times 10^{-5}$ | $1,9 \times 10^{-4}$ | $9,6 \times 10^{-5}$ | $3,7 \times 10^{-5}$ | $5,6 \times 10^{-5}$ | $6,1 \times 10^{-5}$ | $3,0 \times 10^{-1}$ |

α 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm); 1 TBq = 27 Ci.

β Normalement, on ne mesure que le $^{131}$I. Pour tenir compte de la présence des isotopes à période courte, comme le $^{133}$I et le $^{135}$I, on suppose, pour obtenir les limites hebdomadaires et annuelles, que 50% de la dose à la thyroïde provient du $^{131}$I et que l'autre 50% provient des isotopes à période courte.

γ Les rejets de gaz nobles sont exprimés en TBq-MeV, de rayonnement gamma, soit le produit de l'activité et de l'énergie des photons gamma. Les rejets indiqués dans ce tableau sont considérés comme les rejets annuels maximums, car les données sont basées sur quelques mesures effectuées lors de rejets maximums par les réacteurs NRX et NRU.

δ L'activité des particules est exprimée comme l'activité globale bêta + gamma établie par comparaison avec un étalon de $^{137}$Cs. Pour obtenir les limites hebdomadaires et annuelles des rejets, on suppose que toute l'activité bêta + gamma provient du $^{137}$Cs. Dans le cas des LNCR, l'activité du $^{137}$Cs dans les rejets gazeux s'élève à environ 30-60% de toute l'activité globale bêta + gamma.

Tableau 2-18. Rejets gazeux émis par l'établissement de recherche nucléaire de Whiteshell, de 1972 à 1980 (tiré de AECB 1982).

| Radionuclides | Activité des substances gazeuses rejetées annuellement (TBq.a$^{-1}$)[α] | | | | | | | | | Activité cumulée de 1972 à 1980 (TBq) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1972 | 1973 | 1974 | 1975 | 1976 | 1977 | 1978 | 1979 | 1980 | |
| Tritium ($^{3}$H)[β] | <4,1 | <4,1 | <4,1 | <4,1 | <4,1 | <4,1 | <4,1 | <4,1 | <4,1 | <37 |
| Iode radioactif[γ] ($^{131}$I) | $5,8 \times 10^{-4}$ | $1,7 \times 10^{-3}$ | $1,1 \times 10^{-3}$ | $2,4 \times 10^{-4}$ | $7,4 \times 10^{-4}$ | $2,1 \times 10^{-4}$ | $1,4 \times 10^{-6}$ | $8,5 \times 10^{-5}$ | $2,6 \times 10^{-4}$ | $4,9 \times 10^{-3}$ |
| Gaz nobles[δ] ($^{41}$Ar, $^{133}$Xe, etc.) | $3,4 \times 10^{2}$ | $4,9 \times 10^{2}$ | $5,9 \times 10^{2}$ | $6,5 \times 10^{2}$ | $6,8 \times 10^{2}$ | $7,7 \times 10^{2}$ | $7,0 \times 10^{2}$ | $1,5 \times 10^{3}$ | $1,6 \times 10^{3}$ | $7,3 \times 10^{3}$ |
| Activité globale bêta + gamma des particules en suspension[ε] ($^{137}$Cs, $^{60}$Co, etc.) | $4,6 \times 10^{-4}$ | $2,6 \times 10^{-4}$ | $1,8 \times 10^{-4}$ | $8,1 \times 10^{-4}$ | $8,3 \times 10^{-4}$ | $6,2 \times 10^{-4}$ | $4,4 \times 10^{-4}$ | $1,3 \times 10^{-3}$ | $5,9 \times 10^{-4}$ | $5,5 \times 10^{-3}$ |

α 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm); 1 TBq = 27 Ci.

β Les données sur les rejets annuels indiquées dans ce tableau sont basées sur le seuil de détection.

γ Normalement, on ne mesure que le $^{131}$I. Pour tenir compte de la présence des isotopes à période courte, comme le $^{131}$I et $^{155}$I, on suppose, pour obtenir les limites hebdomadaires annuelles, que 50% de la dose à la thyroïde provient du $^{131}$I et que l'autre 50% provient des isotopes à période courte.

δ Les rejets de gaz nobles sont exprimés en TBq-MeV, de rayonnement gamma, soit le produit de l'activité et de l'énergie des photons gamma.

ε L'activité des particules est exprimée comme l'activité globale bêta + gamma établie par comparaison avec un étalon de $^{137}$Cs. Pour obtenir les limites hebdomadaires et annuelles des rejets, on suppose que toute l'activité bêta + gamma provient du $^{137}$Cs. Dans le cas de l'établissement Whiteshell, l'activité du $^{137}$Cs dans les rejets gazeux s'élève à environ 30-60% de toute l'activité globale bêta + gamma.

Tableau 2-19. Rejets gazeux émis par la Division des produits commerciaux de l'EACL située au parc Tunney, de 1972 à 1980 (tiré de AECB 1982)[α].

| Radionuclides | Activité des substances gazeuses rejetées annuellement (TBq.a$^{-1}$)[β] | | | | | | | | | Activité cumulée de 1972 à 1980 (TBq) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1972 | 1973 | 1974 | 1975 | 1976 | 1977 | 1978 | 1979 | 1980 | |
| Iode radioactif[γ] ($^{131}$I) | 1,8 x 10$^{-2}$ | 1,2 x 10$^{-2}$ | 2,5 x 10$^{-2}$ | 2,1 x 10$^{-2}$ | 2,1 x 10$^{-2}$ | 2,3 x 10$^{-2}$ | 6,7 x 10$^{-3}$ | 1,8 x 10$^{-2}$ | 1,5 x 10$^{-2}$ | 1,6 x 10$^{-1}$ |
| Gaz nobles[δ] ($^{133}$Xe, $^{135}$Xe) | 2,3 x 10 | 8,7 x 10 | 1,4 x 10$^{2}$ | 2,0 x 10$^{2}$ | 2,9 x 10$^{2}$ | 1,9 x 10$^{2}$ | 6,3 x 10$^{-1}$ | 2,1 x 10$^{2}$ | 9,0 | 1,2 x 10$^{3}$ |

α L'iode et le xénon radioactifs sont les seuls radionuclides importants émis dans les rejets gazeux.

β 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm); 1 TBq = 27 Ci.

γ L'activité des isotopes $^{125}$I, $^{131}$I, $^{132}$I et $^{133}$I a été mesurée individuellement; on suppose que l'activité totale (somme de l'activité de chaque isotope) était due au $^{131}$I.

δ On a mesuré l'activité du $^{133}$Xe et du $^{135}$Xe séparément dans la plupart des cas. Lorsqu'on mesurait l'activité de seulement l'un d'entre eux, on supposait que l'activité du $^{133}$Xe était près de quatre fois supérieure à celle du $^{135}$Xe. Les rejets de gaz nobles étaient alors exprimés en TBq-MeV de rayonnement gamma, en utilisant une énergie gamma moyenne de 0,27 MeV pour le $^{135}$Xe et de 0,03 MeV pour le $^{133}$Xe.

Tableau 2-20. Rejets liquides provenant de la centrale nucléaire de Pickering, de 1972 à 1980 (tiré de AECB 1982).

| Radionuclides | Activité des substances liquides rejetées annuellement (TBq.a$^{-1}$)[α] | | | | | | | | | Activité cumulée de 1972 à 1980 (TBq) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1972 | 1973 | 1974 | 1975 | 1976 | 1977 | 1978 | 1979[β] | 1980[β] | |
| Tritium ($^{3}$H) | 3,7 x 10 | 1,9 x $10^{2}$ | 5,4 x $10^{2}$ | 3,9 x $10^{2}$ | 2,2 x $10^{2}$ | 7,0 x $10^{2}$ | 1,2 x $10^{3}$ | 1,4 x $10^{3}$ | 4,7 x $10^{2}$ | 5,2 x $10^{3}$ |
| Activité globale bêta + gamma des rejets liquides[γ] ($^{137}$Cs, $^{60}$Co, etc.) | 1,0 x $10^{-1}$ | 6,7 x $10^{-2}$ | 9,6 x $10^{-2}$ | 3,7 x $10^{-2}$ | 3,0 x $10^{-2}$ | 3,0 x $10^{-2}$ | 3,0 x $10^{-2}$ | 3,7 x $10^{-2}$ ND | 1,3 x $10^{-2}$ | 4,4 x $10^{-1}$ |

α 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm); 1 TBq = 27 Ci.

β Lorsqu'on donne deux valeurs, la première est tirée du rapport sur la radioactivité de la Commission mixte internationale - Conseil sur la qualité des eaux des Grands Lacs (1979 et 1980), et l'autre est tirée des rapports trimestriels de la centrale nucléaire de Pickering. On donne un seul chiffre lorsque les deux valeurs concordent.

γ L'activité des rejets liquides est exprimée comme l'activité globale bêta + gamma établie par comparaison avec un étalon de $^{137}$Cs. Pour obtenir les limites mensuelles et annuelles, on suppose que toute l'activité provient du $^{137}$Cs. L'activité du $^{137}$Cs dans les rejets liquide représente environ 30 75% de toute l'activité globale bêta + gamma. L'activité globale bêta + gamma ne comprend pas celle du tritium.

δ Aucune donnée.

Tableau 2-21. Rejets liquides provenat de la centrale nucléaire de Douglas Point, de 1972 à 1980 (tiré de AECB 1982).

| Radionuclides | Activité des substances liquides rejetées annuellement (TBq.a$^{-1}$)[α] | | | | | | | | | Activité cumulée de 1972 à 1980 (TBq) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1972 | 1973 | 1974 | 1975 | 1976 | 1977 | 1978 | 1979[γ] | 1980[γ] | |
| Tritium ($^{3}$H) | 1,6 x $10^{2}$ | 2,8 x $10^{2}$ | 1,3 x $10^{2}$ | 1,0 x $10^{2}$ | 1,7 x $10^{2}$ | 7,3 x 10 | 4,3 x 10 | 1,3 x $10^{2}$ | 1,3 x $10^{2}$ | 1,2 x $10^{3}$ |
| Activité globale bêta + gamma des rejets liquides[γ] ($^{137}$Cs, $^{60}$Co, etc.) | 1,5 x $10^{-1}$ | 7,4 x $10^{-2}$ | 4,4 x $10^{-2}$ | 3,0 x $10^{-2}$ | 3,0 x $10^{-2}$ | 7,0 x $10^{-3}$ | 7,0 x $10^{-3}$ | 9,3 x $10^{-3}$ | 1,0 x $10^{-2}$ | 3,6 x $10^{-1}$ |

α 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm); 1 TBq = 27 Ci.

β L'activité des rejets liquides est exprimée comme l'activité globale bêta + gamma établie par comparaison avec un étalon de $^{137}$Cs. Pour obtenir les limites mensuelles et annuelles, on suppose que toute l'activité provient du $^{137}$Cs. L'activité du $^{137}$Cs dans les rejets liquides représente environ 30-75% de toute l'activité bêta + gamma. L'activité globale bêta + gamma ne comprend pas celle du tritium.

γ Les résultats sont tirés du rapport sur la radioactivité en 1979 et 1980 publié par la Commission mixte internationale - Conseil sur la qualité des eaux des Grands Lacs, et des rapports trimestriels de la centrale nucléaire de Douglas Point.

Tableau 2-22. Rejets liquides provenant de la centrale nucléaire (Démonstration), de 1972 à 1980 (tiré de AECB 1982).

| Radionuclides | Activité des substances liquides rejetées annuellement (TBq.a$^{-1}$)[α] | | | | | | | | | Activité cumulée de 1972 à 1980 (TBq) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1972 | 1973 | 1974 | 1975 | 1976 | 1977 | 1978 | 1979 | 1980 | |
| Tritium ($^{3}$H) | 2,7 x 10 | 1,8 x $10^{2}$ | 3,5 x 10 | 8,2 x 10 | 5,5 x 10 | 3,6 x 10 | 5,1 x 10 | 1,9 x $10^{2}$ | 1,7 x$10^{2}$ | 8,2 x $10^{2}$ |
| Activité globale bêta + gamma des rejets liquides[β] ($^{137}$Cs, $^{60}$Co, etc.) | 9,6 x $10^{-4}$ | 3,7 x $10^{-3}$ | 3,7 x $10^{-3}$ | 4,7 x $10^{-3}$ | 1,2 x $10^{-3}$ | 1,4 x $10^{-3}$ | 2,4 x $10^{-3}$ | 1,3 x $10^{-3}$ | 9,0 x $10^{-4}$ | 2,0 x $10^{-2}$ |

α 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm); 1 TBq = 27 Ci.

β L'activité des rejets liquides est exprimée comme l'activité globale bêta + gamma établie par comparaison avec un étalon de $^{137}$Cs. Pour obtenir les limites mensuelles et annuelles, on suppose que toute l'activité provient du $^{137}$Cs. L'activité du $^{137}$Cs dans les rejets liquides représente environ 30-75% de toute l'activité bêta + gamma. L'activité globale bêta + gamma ne comprend pas celle du tritium.

Tableau 2-23. Rejets liquides provenant de la centrale nucléaire de Bruce, de 1972 à 1980 (tiré de AECB 1982).

| Radionuclides | Activité des substances liquides rejetées annuellement (TBq.a$^{-1}$)[α] | | | | | | | | | Activité cumulée de 1972 à 1980 (TBq) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1972 | 1973 | 1974 | 1975 | 1976 | 1977 | 1978 | 1979[δ] | 1980[δ] | |
| Tritium ($^{3}$H) | ND[β] | ND | ND | ND | 1,4 | 27 | 1,5 x $10^{2}$ | 5,5 x $10^{2}$ | 9,0 x $10^{2}$ | 1,6 x $10^{3}$ |
| Activité globale bêta + gamma des rejets liquides[γ] ($^{137}$Cs, $^{60}$Co, etc.) | ND | ND | ND | ND | 1,3 x $10^{-3}$ | 2,3 x $10^{-2}$ | 1,8 x $10^{-1}$ | 2,0 x $10^{-1}$<br>2,1 x $10^{-1}$ | 1,6 x $10^{-1}$ | 5,6 x $10^{-1}$ |

α 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm); 1 TBq = 27 Ci.

β Inférieur au seuil de détection.

γ L'activité des rejets liquides est exprimée comme l'activité globale bêta + gamma établie par comparaison avec un étalon de $^{137}$Cs. Pour obtenir les limites mensuelles et annuelles, on suppose que toute l'activité provient du $^{137}$Cs. L'activité du $^{137}$Cs dans les rejets liquides représente environ 30-75% de toute l'activité bêta + gamma. L'activité globale bêta + gamma ne comprend pas celle du tritium.

δ Lorsqu'on donne deux valeurs, la première est tirée du rapport sur la radioactivité en 1979 et 1980 de la Commissin mixte internationale - Conseil sur la qualité de l'eau des Grands Lacs et l'autre est tirée des rapports trimestriels de la centrale nucléaire Bruce. On donne un seul chiffre lorsque les deux valeurs concordent.

Tableau 2-24. Rejets liquides provenant de la centrale nucléaire de Gentilly, de 1972 à 1980 (tiré de AECB 1982).

| Radionuclides | Activité des substances liquides rejetée annuellement (TBq.a$^{-1}$)[α] | | | | | | | | | Activité cumulée de 1972 à 1980 (TBq) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1972 | 1973 | 1974 | 1975 | 1976 | 1977 | 1978 | 1979 | 1980 | |
| Tritium ($^{3}$H) | 6,2 x 10 | 1,4 x 10 | 4,1 x 10 | 1,4 x 10 | 2,6 x $10^{2}$ | 1,3 x $10^{3}$ | 2,1 | 3,2 x $10^{-1}$ | 3,9 x $10^{-1}$ | 1,7 x $10^{3}$ |
| Activité gloable bêta + gamma des rejets liquides[β] ($^{137}$Cs, $^{60}$Co, etc.) | 2,0 | 1,2 x $10^{-1}$ | 4,1 x $10^{-2}$ | 5,6 x $10^{-2}$ | 7,4 x $10^{-3}$ | 2,0 x $10^{-2}$ | 1,0 x $10^{-2}$ | 4,2 x $10^{-1}$ | 1,9 x $10^{-3}$ | 2,7 |

α 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm); 1 TBq = 27 Ci.

β L'activité des rejets liquides est exprimée comme l'activité globale bêta + gamma établie par comparaison avec un étalon de $^{137}$Cs. Pour obtenir les limites mensuelles et annuelles, on suppose que toute l'activité provient du $^{137}$Cs. L'activité du $^{137}$Cs dans les rejets liquides représente environ 30-75% de toute l'activité bêta + gamma. L'activité globale bêta + gamma ne comprend pas celle du tritium.

Tableau 2-25. Rejets liquides provenant des laboratoires nucléaires de Chalk River, de 1972 à 1980 (tiré de AECB 1982).

| Radionuclides | Activité des substances liquides rejetées annuellement ($TBq.a^{-1}$)[a] | | | | | | | | | Activité cumulée de 1972 à 1980 (TBq) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1972 | 1973 | 1974 | 1975 | 1976 | 1977 | 1978 | 1979 | 1980 | |
| Tritium ($^{3}H$) | $1,2 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $1,7 \times 10^{2}$ | $1,3 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $9,5 \times 10$ | $1,5 \times 10^{2}$ | $2 \times 10^{2}$ | $1,3 \times 10^{2}$ | $1,2 \times 10^{3}$ |
| Activité globale bêta + gamma des rejets liquides[b] ($^{137}Cs$, $^{60}Co$, etc.) | 1,1 | 1,9 | 1,6 | 2,8 | 7,7 | 5,7 | 2,6 | 2,9 | 1,0 | 2,7 x 10 |

[a] 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm); 1 TBq = 27 Ci.

[b] L'activité des rejets liquides est exprimée comme l'activité globale bêta + gamma par comparaison avec un étalon de $^{137}Cs$. Pour obtenir les limites mensuelles et annuelles des rejets, on suppose que toute l'activité provient du $^{137}Cs$. L'activité globale bêta + gamma ne comprend pas celle du tritium.

Tableau 2-26. Rejets liquides provenant de l'Établissement de recherche nucléaire de Whiteshell, de 1972 à 1980 (tire de AECB 1982).

| Radionuclides | Activité des substances liquides rejeteés annuellement (TBq.a$^{-1}$)[α] | | | | | | | | | Activité cumulée de 1972 à 1980 (TBq) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1972 | 1973 | 1974 | 1975 | 1976 | 1977 | 1978 | 1979 | 1980 | |
| Tritium ($^{3}$H) | ND[β] | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| Activité globale bêta + gamma des rejets liquides[γ] ($^{137}$Cs, $^{60}$Co, etc.) | 8,1 x 10$^{-1}$ | 8,1 x 10$^{-1}$ | 1,2 | 1,5 | 1,9 | 2,4 | 1,9 | 7,4 x 10$^{-2}$ | 7,4 x 10$^{-3}$ | 1,1 x 10 |

α 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm); 1 TBq = 27 Ci.

β Inférieur au seuil de détection.

γ L'activité des rejets liquides est exprimée comme l'activité globale bêta + gamma établie par comparaison avec un étalon de $^{137}$Cs. L'activité globale bêta + gamma ne comprend pas celle du tritium.

Tableau 2-27. Substances radioactives susceptibles d'être rejetées annuellement à la centrale nucléaire de Point Lepreau au Nouveau-Brunswick, Canada[α] (tiré de la New Brunswick Electric Power Commission 1977).

| Rejet | Radionuclide | Activité | |
|---|---|---|---|
| | | $TBq.a^{-1}$ | $Ci.a^{-1}$ |
| Eau | Tritium | 111 | 2990 |
| | Activité globale bêta + gamma | 0,010 | 0,2 |
| Air | Tritium | 214 | 5770 |
| | Gaz nobles[β] | 53,3 | 1440 |
| | $^{131}I$ | $1,1 \times 10^{-5}$ | $2 \times 10^{-4}$ |
| | Particulates (activité globale bêta + gamma) | 0,078 | 0,0021 |

[α] Les données ont été obtenues en appliquant les rejets produits en 1975 à la centrale nucléaire de Pickering (2160 MW (é)), en Ontario (AECB 1982), au réacteur CANDU de 610 MW (é) de Point Lepreau.

[β] On a exprimé les rejets en $TBq\text{-}MeV.s^{-1}$ et en $Ci\text{-}MeV.a^{-1}$.

Tableau 2-28. Rejets annuels de tritium et de substances émettant un rayonnement alpha ou bêta dans les effluents liquides des installations de retraitement, de 1972 à 1976 (NEA 1980).

| Installation | Eaux réceptrices | Type d'activité | Activité des substances rejetées (TBq)[α] | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | 1972 | 1973 | 1974 | 1975 | 1976 |
| Dounreay | Océan Atlantique | α | 1,3 | 0,70 | 0,44 | 0,85 | 0,41 |
| | | β | 670 | 630 | 201 | 204 | 50,7 |
| | | $^3H$ | <22 | <33 | <22 | <22 | <3,9 |
| Windscale | Mer d'Irlande | α | 139 | 181 | 169 | 85,5 | 59,8 |
| | | β | 5200 | 4700 | 7670 | 9070 | 6780 |
| | | $^3H$ | 1243 | 745 | 1200 | 1392 | 1202 |
| La Hague | Manche | α | 0.11 | 0,13 | 1,0 | 0,49 | 0,37 |
| | | β | 430 | 507 | 937 | 1180 | 715 |
| | | $^3H$ | ? | ? | ? | ? | ? |

α 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm).

2.2.2.7 Élimination des déchets

Au cours des quatre dernières décennies, un certain nombre de pays rejettent dans l'océan des déchets faiblement radioactifs. Parmi les principales opérations de ce genre effectuées régulièrement, on compte le rejet de déchets faiblement radioactifs emballés dans des fûts, dans le secteur oriental de l'Atlantique-Nord; plusieurs pays européens participent à ces opérations qui sont menées sous l'égide de l'Agence pour l'énergie nucléaire (AEN) de l'Organisation de coopération et de développement économique (OCDE). La quantité de substances radioactives éliminée de cette façon (Tableau 2-29) est faible comparée aux limites imposées par l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA; voir IAEA 1978) et adoptée par la Convention sur la prévention de la pollution marine par le rejet de déchets et autres matières, conclue en 1972 (aussi connue sous le nom de convention de Londres).

En se basant sur une évaluation des apports de radionuclides auxquels pourraient être fortement exposés les humains, l'Agence internationale de l'énergie atomique a défini, pour chaque type de radioisotopes, des déchets fortement radioactifs qu'il ne faut pas éliminer par rejet dans l'environnement marin. On s'est servi de ces résultats pour déterminer l'activité minimale interdisant le rejet dans l'océan. Il s'agit de: (i) $3,7 \times 10^{10}$ Bq.t$^{-1}$ (1 Ci.t$^{-1}$) pour les émetteurs $\alpha$, sauf le $^{226}Ra$ et le $^{210}Po$, qui sont limités à $3,7 \times 10^{9}$ Bq.t$^{-1}$ (0,1 Ci.t$^{-1}$); (ii) $3,7 \times 10^{12}$ Bq.t$^{-1}$ ($10^{2}$ Ci.t$^{-1}$) pour les émetteurs $\beta/\gamma$ dont la période est d'au moins 0,5 année (à l'exception du tritium) et les émetteurs $\beta/\gamma$ de périodes inconnues; et (iii) $3,7 \times 10^{16}$ Bq.t$^{-1}$ ($10^{6}$ Ci.t$^{-1}$) pour le tritium et les émetteurs $\beta/\gamma$ dont la période est inférieure à 0,5 année. Il s'agit de l'activité moyenne sur une masse brute ne dépassent pas 1000 t.

La Convention de Londres, dont le Canada est signataire, fixe les critères et les limites pour le rejet de toutes les formes de déchets dans l'environnement marin. Dans le cas de déchets faiblement radioactifs, on suppose que les matériaux rejetés s'échappent des récipients dès leur contact avec le fond marin. Toutefois, en pratique, les matériaux ne s'échappent pas immédiatement, car normalement les fûts restent intacts pendant un certain temps après le rejet. Les données obtenues lors de l'examen de fûts américains récupérés laissent supposer que ceux qui ont été conçus de façon appropriée peuvent se conserver intacts pendant plusieurs décennies; le taux de rejet de substances radioactives serait donc inférieur au taux prévu. Les critères de sélection des zones de rejet et les conditions régissant l'octroi de permis ont été établis par l'AIEA et l'AEN. Ce sujet a été traité de façon approfondie dans un document de l'AIEA intitulé "Control of Radioactive Waste Disposal into the Marine Environment", qui sera publié au cours de 1983.

On accorde maintenant plus d'attention à la surveillance et à la recherche visant à déterminer de façon plus rigoureuse les

Tableau 2-29. Rejet de déchets faiblement radioactifs dans l'est de l'Atlantique-Nord par les états membres de l'OCDE, de 1967 à 1979 (NEA 1980).

| Année | Masse brute (t) | Radioactivité approximative (TBq)[α] | | |
|---|---|---|---|---|
| | | Alpha | Bêta-gamma | Tritium |
| 1967 | 10 900 | 9 | 280[β] | - |
| 1969 | 9 180 | 19 | 810[β] | - |
| 1971 | 3 970 | 23 | 415[β] | - |
| 1972 | 4 130 | 25 | 800[β] | - |
| 1973 | 4 350 | 27 | 470[β] | - |
| 1974 | 2 270 | 16 | - | 3700 |
| 1975 | 4 460 | 29 | 1130 | 1100 |
| 1976 | 6 770 | 33 | 1200 | 780 |
| 1977 | 5 600 | 35 | 1340 | 1180 |
| 1978 | 8 040 | 41 | 1600 | 1360 |
| 1979 | 5 415 | 52 | 1515 | 1565 |
| Total | 65 085 | 309 | 9560 | 9685 |

[α] 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm).

[β] Comprenant le tritium.

conséquences du rejet de déchets radioactifs. L'AEN, par exemple, a mis en oeuvre un programme multilatéral de surveillance et de recherche à ce sujet. Les données obtenues dans le cadre de ce programme, auquel on espère que le Canada participera, seront utilisées pour raffiner le processus de sélection des zones de rejet et les modalités d'approbation par les états membres de l'AEN à tous les cinq ans. Soulignons que le Canada n'a pas rejeté de déchets radioactifs dans les océans et ne prévoit pas le faire. La participation du Canada au programme de l'AEN ne consiste qu'à saiser les données et les renseignements nécessaires pour rendre encore plus sûrs les rejets en mer.

L'accumulation continue de déchets fortement radioactifs provenant des industries de défense et des centrales nucléaires fait l'objet d'études d'envergure. L'élimination de tels déchets peut se faire principalement par enfouissement dans le sol ou dans le sous-sol marin. L'élimination dans le sous-sol marin consiste à enfouir dans des sédiments pélagiques géologiquement stables et extrêmement adsorbants les déchets fortement radioactifs contenus dans des fûts. Actuellement, l'élimination en mer de déchets fortement radioactifs n'est pas prévue par la Convention de Londres; il est donc peu probable que ce type d'élimination soit autorisée, à moins qu'on puisse garantir raisonnablement que les radionuclides ne s'échapperont pas dans l'eau de mer. Des recherches visant à déterminer l'effet de l'emplacement des fûts et la vitesse de déplacement des radionuclides dans les sédiments pélagiques sont actuellement en cours, à la fois dans le cadre de programmes nationaux et de programmes réalisés en collaboration, sous l'égide de l'AEN. Les problèmes liés à l'élimination de déchets fortement radioactifs ont été traités par Frosch (1977), Hollister (1977), Heath (1977), Silva (1977), Hessler et Jumars (1977), et Deese (1977) dans un numéro de Oceanus, et par Hollister et al. (1981). Il semble certain que l'enfouissement dans le sous-sol marin ne remplacera pas l'enfouissement dans le sol avant plusieurs décennies.

### 2.2.3 UTILISATION À DES FINS MÉDICALES ET INDUSTRIELLES

Il se peut que les radionuclides atteignent les eaux de surface par des voies autres que celles associées aux retombées nucléaires et aux diverses étapes du cycle du combustible nucléaire. De nombreux laboratoires du bassin des Grands Lacs et de la côte est détiennent un permis de la CCEA ou du NRC des E.-U. les autorisant à utiliser des radionuclides pour servir par exemple, à des fins diagnostiques et thérapeutiques dans les hôpitaux, à l'enseignement et à la recherche dans les universités et les laboratoires gouvernemen-taux ainsi qu'à la mise au point de nouveaux procédés dans l'industrie. La radioactivité des produits utilisés n'est généralement pas très élevée, de sorte qu'ils sont normalement éliminés par dilution puis rejet dans les égouts municipaux. Les radionuclides ainsi rejetés atteindront alors l'usine d'épuration où ils peuvent, en partie, se déposer avec la boue dans le digesteur ou rester en solution et être entraînés avec les effluents dans les eaux réceptrices.

Afin de déterminer l'importance de ces rejets possibles dans les Grands Lacs, on a effectué deux études en 1978-1979 qui portaient, entre autres, sur les usines d'épuration des municipalités situées sur la rive ouest du Lac Ontario (Durham et Joshi 1979).

La première, entreprise par Environnement Canada, portait sur les usines d'épuration de Hamilton et Dundas qui rejettent toutes deux leurs effluents dans la baie de Burlington (Ontario) à l'extrémité ouest du lac Ontario. On a dosé les radionuclides émettant des rayons $\gamma$ dans des échantillons d'effluents et de boue séchée provenant du digesteur. Les radionuclides ainsi identifiés et leur concentration sont donnés au Tableau 2-30.

Les radionuclides rejetés sont plus facilement décélés dans la boue que dans les effluents. La majorité des radionuclides identifiés dans les boues de Hamilton et de Dundas étaient d'origine naturelle, ou provenaient des retombées observées à la suite des essais nucléaires. Les autres radionuclides, soit le $^{51}Cr$, le $^{75}Se$ et le $^{131}I$, provenaient de sources locales. Leur période s'élève respectivement à 27,8 d, 120,4 d et 8,07 d. Ces trois radionuclides sont utilisés en médecine nucléaire pour la recherche et à des fins diagnostiques et thérapeutiques; ils sont excrétés par les patients dans le système d'égout. Le chrome-51 est le seul qui atteigne le lac Ontario; d'ailleurs on le retrouve en très faible concentration dans l'effluent de l'usine d'épuration de Hamilton. Il semblerait, d'après les données du Tableau 2-30 ainsi que d'après les données sur la production annuelle de boue et le volume des effluents fournies par le département de génie sanitaire de la région de Hamilton-Wentworth, qu'environ 4,3 GBq (115 mCi) de $^{51}Cr$ par année sont déversés dans le lac avec les effluents et que 1,2 GBq.$a^{-1}$ (33 mCi.$a^{-1}$) accompagnent la boue incinérée jusqu'au dépotoir. Cette évaluation de l'apport annuel en $^{51}Cr$ à l'usine d'épuration concorde très bien avec les quantités utilisées annuellement qui ont été estimées à 7,4 GBq (200 mCi) de $^{51}Cr$ par le département de médecine nucléaire de l'université McMaster.

Une étude effectuée parallèlement sur la quantité radiologique des effluents provenant des quatre usines d'épuration de Toronto, et rejetés dans le lac Ontario (Toronto Nord, usine principale, Highland Creek, usine Humber) a été menée par les ministères ontariens responsables de l'environnement et du travail. Des échantillons mixtes des effluents de chaque usine ont été prélevés une fois par mois en mai, en juin et en juillet 1978, et on y a dosé les émetteurs $\gamma$. D'après les résultats, les concentrations de $^{60}Co$, $^{134}Cs$ et $^{137}Cs$ étaient inférieurs au seuil de détection (1,1 Bq.$L^{-1}$) (30 pCi.$L^{-1}$)) des méthodes de ces laboratoires.

Roy et al. (1979) ont montré que plusieurs radionuclides étaient quantitativement éliminés des eaux brutes par une boue d'hydroxyde d'aluminium; ils ont déterminé la concentration des radionuclides émettant des particules $\gamma$ dans les eaux brutes par

Tableau 2-30. Concentration des radionuclides dans les boues résiduaires et dans les effluents des usines d'épuration de Hamilton et Dundas (tiré de de Durham et Joshi 1979).

| Radionuclide | Concentration[α] | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Boue séchée ($Bq.kg^{-1}$) | | Effluent ($Bq.L^{-1}$) | |
| | Hamilton | Dundas | Hamilton | Dundas |
| $^{144}Ce$ | 46,2 ± 1,9 | 25,0 ± 2,0 | ND[β] | ND |
| $^{141}Ce$ | 5,4 ± 0,4 | ND | ND | ND |
| $^{51}Cr$ | 100,2 ± 4,9 | ND | 0,046 ± 0,002 | ND |
| $^{131}I$ | 1,7 ± 0,4 | 6,8 ± 0,7 | ND | ND |
| $^{125}Sb$ | 5,3 ± 1,1 | ND | ND | ND |
| $^{7}Be$ | 82,4 ± 5,1 | 30,6 ± 5,2 | $(8,5 \pm 1,9) \times 10^{-3}$ | ND |
| $^{103}Ru$ | 8,5 ± 0,6 | ND | ND | ND |
| $^{106}Ru$ | 35,2 ± 4,2 | ND | ND | ND |
| $^{95}Zr$ | 9,4 ± 1,0 | ND | ND | ND |
| $^{95}Nb$ | 13,5 ± 0,8 | ND | ND | ND |
| $^{137}Cs$ | 7,8 ± 0,6 | 3,7 ± 0,7 | $(9,3 \pm 1,9) \times 10^{-4}$ | ND |
| $^{228}Th$ | 8,7 ± 0,5 | 10,5 ± 0,7 | ND | $(7,4 \pm 3,7) \times 10^{-4}$ |
| $^{226}Ra$ | 37,9 ± 3,9 | 23,5 ± 3,6 | ND | ND |
| $^{75}Se$ | ND | 4,2 ± 0,4 | ND | ND |

[α] 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm).

[β] Non décelable.

spectrométrie $\gamma$ de la boue séchée. Durham et Joshi (1981) ont utilisé cette méthode pour déterminer la concentration de plusieurs radionuclides dans les eaux se trouvant près de la rive dans le secteur occidental du lac Ontario; les radionuclides décelés provenaient tous des retombées d'essais nucléaires, à l'exception du $^{7}Be$, du $^{228}Ra$ et du $^{228}Th$ naturels.

D'après les résultats de ces études, les rejets d'origine médicale et industrielle dans les eaux d'égout des municipalités n'ont guère d'effet sur le niveau de radioactivité des Grands Lacs. La plupart des radionuclides qui atteignent ces lacs sont d'origine naturelle ou proviennent des essais nucléaires, quoique de petites quantités de radionuclides à courtes périodes soient d'origine médicale. La plupart des substances radioactives sont éliminées avec la boue au cours de l'épuration (Durham et Joshi 1979).

## 2.3 INTENSIFICATION DES SOURCES NATURELLES PAR LA TECHNOLOGIE

### 2.3.1 CENTRALES ÉLECTRIQUES ALIMENTÉES AU CHARBON

La radioactivité naturelle peut être rendue plus accessible à la biosphère par certains types de technologie. Par exemple, des substances radioactives sont rejetées par les centrales électriques alimentées au charbon. Une évaluation des répercussions radiologiques du rejet dans l'atmosphère de substances radioactives par les centrales électriques alimentées au charbon et par les centrales nucléaires a montré que la dose de radiation émise par les rejets gazeux d'une centrale alimentée au charbon peut être supérieure à celle émise par les rejets d'une centrale nucléaire (McBride et al. 1978). Cependant, d'après Tracy et Prantl (1981), les rejets atmosphériques de radionuclides provenant d'une centrale thermique alimentée au charbon sont négligeables comparés aux émissions régulières d'une centrale nucléaire de capacité comparable.

De nombreuses centrales électriques sont alimentées avec du charbon pulvérisé, dont la combustion produit des gaz et des particules qui sont rejetés dans l'atmosphère. Selon les prévisions du ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources, la quantité d'électricité produite à partir de charbon étaient d'environ $8,7 \times 10^{3}$ MW(é)a en 1980. La masse de charbon utilisée pour produire cette quantité d'électricité dépend du pouvoir calorifique du charbon et de l'efficacité thermique globale du processus de production d'électricité par combustion. L'efficacité thermique des centrales électriques modernes alimentées au charbon varie de 30 à 40%, tandis que le pouvoir calorifique du charbon varie de $1 \times 10^{-3}$ MW (t)a.$t^{-1}$ pour l'anthracite et les charbons bitumineux à $7 \times 10^{-4}$ MW(t)a.$t^{-1}$ pour le lignite. Il aurait donc fallu $3 \times 10^{7}$ t de charbon en 1980 pour produire $8,7 \times 10^{3}$ MW(é)a.

Les concentrations de certains éléments traces dans le charbon trouvés dans diverses régions du Canada sont données au Tableau 2-31.

Tableau 2-31. Concentration des éléments traces dans le charbon provenant de diverses régions du Canada (tiré de Environment Canada 1979)[α].

| Source de charbon | Concentration des éléments traces ($\mu g.g^{-1}$) | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Vanadium | Arsenic | Baryum | Uranium | Thorium | Potassium |
| Alberta | 0,9 - 63 (16)[β] | <0,4 - 12 (2.6) | 170 - 720 (437) | 0,5 - 2,0 (1,4) | 1,5 - 6,2 (2,8) | <100 - 1460 (640) |
| Colombie-Britannique | 19 - 108 (48) | <0,7 - 13 (3.5) | <60 - 1160 (334) | 0,6 - 1,9 (1,3) | 1,4 - 2,5 (1,7) | <100 - 3370 (1220) |
| Nouvelle-Écosse | 4 - 58 (29) | 4 - 86 (27) | <60 - 259 (142) | <0,1 - 2,2 (1.0) | 0,2 - 3,6 (2,0) | <100 - 12 100 (4000) |
| Nouveau-Brunswick | 27 - 32 (30) | 131 - 311 (221) | <100 (<100) | 1,2 - 1,6 (1,4) | 1,1 - 1,2 (1,15) | <200 |
| Saskatchewan | 5 - 22 (11) | <0,2 - 6 (2.2) | 413 - 1190 (800) | 0,8 - 2,9 (2,0) | 1,9 - 3,9 (2,9) | <200 - 3280 (1250) |
| Gamme globale<br>Moyenne globale | 0,9 - 108 (27) | <0,2 - 311 (51) | <60 - 1190 (363) | <0,1 - 2,9 (1,42) | 0,2 - 6,2 (2,11) | <100 - 12 100 (1400) |

[α] Tableau préparé par F. Horvath à partir de données se trouvant dans un projet de rapport d'Environnement Canada datant de 1979.

[β] Les moyennes sont indiquées entre parenthèses.

Tableau 2-32. Activité des radionuclides rejetés par les centrales électriques alimentées au charbon.

| Radioisotope | Activité ($Bq.g^{-1}$)[a] | | | Rejet total ($MBq.MW(é)a^{-1}$)[a] | |
|---|---|---|---|---|---|
| | Charbon | Cendres volantes retenues et autres cendres | Cendres volantes rejetées (dans l'atmosphère) | Cendres volantes retenues et autres cendres | Cendres volantes rejetées (dans l'atmosphère) |
| $^{238}U$ | 0,02 | 0,2 | 0,2 | 63 | 0,056 - 5,9 |
| $^{234}Th$ | 0,02 | 0,2 | 0,04 | 63 | 0,01 - 1,1 |
| $^{234m}Pa$ | 0,02 | 0,2 | 0,04 | 63 | 0,01 - 1,1 |
| $^{234}U$ | 0,02 | 0,2 | 0,2 | 63 | 0,056 - 5,9 |
| $^{230}Th$ | 0,02 | 0,2 | 0,04 | 63 | 0,01 - 1,1 |
| $^{226}Ra$ | 0,02 | 0,2 | 0,04 | 63 | 0,01 - 1,1 |
| $^{222}Rn$ | 0,02 | 0,2 | - | 63 | - |
| $^{216}Po$ | 0,02 | 0,2 | 0,4 | 63 | 0,1 - 12 |
| $^{214}Pb$ | 0,02 | 0,2 | 0,4 | 63 | 0,1 - 12 |
| $^{210}Pb$ | 0,02 | 0,2 | 0,4 | 63 | 0,1 - 12 |
| $^{210}Bi$ | 0,02 | 0,2 | 0,04 | 63 | 0,01 - 1,1 |
| $^{210}Po$ | 0,02 | 0,2 | 0,4 | 63 | 0,1 - 12 |
| $^{232}Th$ | 0,007 | 0,07 | 0,04 | 3 | 0,01 - 1,1 |
| $^{228}Ra$ | 0,007 | 0,07 | 0,04 | - | 0,01 - 1,1 |
| $^{228}Th$ | 0,007 | 0,07 | 0,04 | - | 0,01 - 1,1 |
| $^{224}Ra$ | 0,007 | 0,07 | 0,04 | - | 0,01 - 1,1 |
| $^{212}Pb$ | 0,007 | 0,07 | 0,4 | - | 0,1 - 11 |

Note: Il s'agit des données canadiennes les plus précises estimées à partir des publications (Horvath 1980).

[a] 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm).

Tableau 2-33. Radionuclides présents dans divers produits de minerai phosphaté utilisé au Canada (tiré de Horvath 1980)[α].

| Produit de minerai phosphaté | Activité des radionuclides ($Bq.g^{-1}$ ($pCi.g^{-1}$)) | | | |
|---|---|---|---|---|
| | $^{238}U$ | $^{230}Th$ | $^{226}Ra$ | $^{232}Th$ |
| Acide phosphorique | 1 (25) | 1 (28) | 0,04 ( 1) | 0,1 (3,1) |
| Phosphate d'ammonium | 2 (59) | 2 (58) | 0,2 (5) | 0,04 (1) |
| Superphosphate triple | 2 (58) | 2 (48) | 0,8 (21) | 0,05 (1,3) |
| Engrais phosphaté (0-40-0) | 3,7 (99) | ND[β] | 0,07-1,1 (2-30) | ND |
| Engrais mixte (10-10-10) | 0,04-0,9 (10-25) | ND | 0,07-1,1 (2-30) | 0,04 (1) |
| Phosphogypse | 0,2 (6) | 0,5 (13) | 0,4-1,1 (10-30) | 0,01 (0,3) |

[α] Tableau préparé par F. Horvath à partir des données obtenues auprès du ministère du Travail de l'Ontario, de Santé et bien-être Canada et de R.K. Collings (Rap. MRP-77-06, mai 1977) du Centre canadien et la technologie des minéraux et de l'énergie, du ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources, rue Booth, Ottawa.

[β] Aucune donnée disponible.

Le Tableau 2-32 donne l'activité des radionuclides rejetés dans l'environnement par les centrales alimentées au charbon.

## 2.3.2 ENGRAIS PHOSPHATÉS

Les roches phosphatées peuvent contenir des concentrations appréciables de substances radioactives, selon leur origine. La roche phosphatée de Floride, principale source de la plupart des produits phosphatés au Canada, contient 1,4 $Bq.g^{-1}$ (38 $pCi.g^{-1}$) de $^{238}U$ et 0,01 $Bq.g^{-1}$ (0,3 $pCi.g^{-1}$) de $^{232}Th$ (EPA 1979). Environ 90% du $^{226}Ra$, 20-40% du $^{230}Th$ et 20% du l'uranium présents dans les roches phosphatées se retrouvent dans les déchets solides avec le gypse. Les déchets solides sont couramment rejetés dans de grandes aires de rétention.

Les engrais phosphatés peuvent influer sur le sol dans lequel ils sont utilisés et finissent par être entraînés avec le ruissellement dans l'environnement aquatique. La quantité produite au Canada est de $6,8 \times 10^5$ $t.a^{-1}$. On possède très peu d'information sur la concentration du $^{210}Pb$ et du $^{210}Po$ dans les engrais. D'après le peu d'information qu'on possède, cependant, ces deux radionuclides seraient à peu près en équilibre avec le $^{226}Ra$.

La quantité d'engrais phosphatés utilisés chaque année varie suivant le type d'engrais, les conditions du sol et les cultures. Un taux d'application de 60 kg de $P_2O_5$/hectare/année est caractéristique. Selon des études antérieures, l'uranium, le radium, le thorium et le phosphate sont fortement adsorbés dans le sol. Leur concentration dans le sol augmentera donc à chaque utilisation. Horvath (1980) a calculé l'augmentation de la concentration des radionuclides dans le sol qui résulterait de l'utilisation d'engrais phosphatés pendant encore cent ans.

Le Tableau 2-33 donne l'activité des radionuclides présents dans divers produits de minerais phosphatés employés au Canada.

# 3.0 TRANSPORT, DISTRIBUTION ET COMPORTEMENT

## 3.1 CYCLE HYDROLOGIQUE

Il vaut mieux traiter du transport, de la distribution et du comportement des radionuclides dans le milieu aquatique dans le contexte des cycles hydrologiques global et national.

La Figure 3-1 montre la distribution globale des eaux en régime permanent. Comme on peut le voir, 97% de l'ensemble de la masse d'eau se trouve dans les océans et les trois quarts du 3% résiduel (eaux douces) constitue la calotte glaciaire et les glaciers. Le déplacement de l'eau entre ces réservoirs est décrit à la Figure 3-2. A première vue, il semble que le temps de séjour de l'eau dans les réservoirs continentaux soit énormément plus court que celui dans les océans. Cependant, le temps de séjour de l'eau dans la couche de surface des océans (≈ 20 a) est considérablement plus court que dans tout l'océan (≈ 1600 a) (Broecker 1974); par contre, il est relativement long dans les calottes glaciaires et les glaciers où on le mesure en années ou en décennies. Dans les cas extrêmes, par exemple dans la glace du centre de l'Antarctique, le temps de séjour est de l'ordre de $10^5$ années (Shumskiy et al. 1964). Le temps de séjour de l'eau dans le réservoir atmosphérique est d'environ 10 jours, mais il faut souligner que ce réservoir ne comprend que la troposphère. Le temps de séjour plus long des retombées produites par les armes nucléaires reflète le brassage lent entre la stratosphère, où les radioisotopes sont injectés après une explosion, et la troposphère sous-jacente. Le temps de séjour de l'eau souterraine provenant de l'atmosphère varie fortement en fonction de la profondeur. L'eau des formations aquifères peu profondes situées près de la surface de saturation a un temps de séjour de l'ordre de 1 an. Celle des formations aquifères plus profondes peut avoir un temps de séjour approchant $10^3$ ans.

Le ruissellement provenant des bassins versants au Canada (Tableau 3-1) joue un rôle important dans l'apport d'eau douce dans l'Atlantique Nord par l'entremise du Saint-Laurent et de la Baie d'Hudson. Au Canada, le ruissellement fluvial total est d'à peu près $3,3 \times 10^{15}$ kg.a$^{-1}$, dont 0,002% est rejeté dans le golfe du Mexique, 24% dans l'océan Pacifique, 30% dans l'océan Arctique et 45% dans l'Atlantique Nord.

## 3.2 PROCESSUS DE TRANSPORT

Les processus et les conditions physiques, chimiques, biologiques et géologiques influent sur le transport, la distribution et le comportement des radionuclides dans les systèmes aquatiques. Comme on a déjà décrit le contexte hydrologique global de ces processus, on traitera maintenant de façon plus détaillée de leur nature.

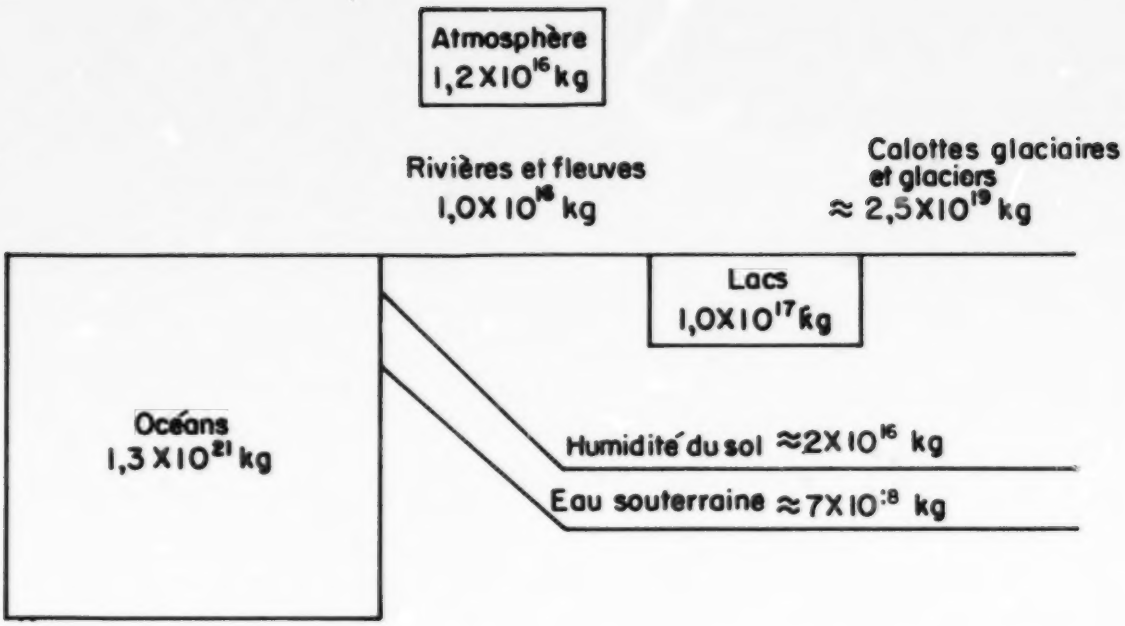



Figure 3-1. Réservoirs du cycle hydrologique global (tiré de Barry 1969; Nace 1969).

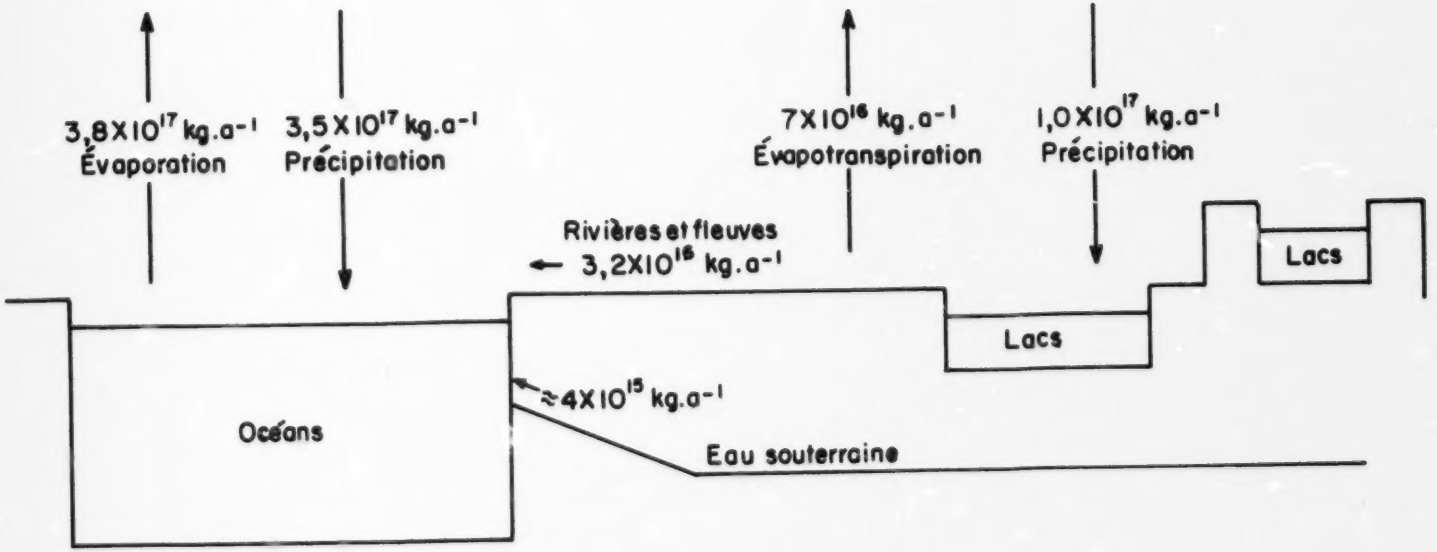



Figure 3-2. Déplacements de l'eau dans le cycle hydrologique global (tiré de Livingston 1963; Barry 1969).

Tableau 3-1. Ruissellement fluvial et déplacement de sédiments au Canada.

| Bassin (fleuve ou rivière) | Bassin versant ($10^3$ km$^2$) | Pourcentage de l'ensemble du bassin versant | Débit d'eau ($m^3.a^{-1} \approx t.a^{-1}$) | Débit solide ($t.a^{-1}$) |
|---|---|---|---|---|
| Atlantique | 2036 | 19 | $1 \times 10^{12}$ | $1,1 \times 10^{8}$ |
| Saint-Laurent | 1235 | 12 | $4,4 \times 10^{11}$ | $4,4 \times 10^{6}$ |
| Arctique | 3557 | 33 | $1 \times 10^{12}$ | $1,6 \times 10^{8}$ |
| Mackenzie | 1690 | 16 | $3,1 \times 10^{11}$ | $1,2 \times 10^{8}$ |
| Baie d'Hudson | 4010 | 37 | $4,7 \times 10^{11}$ | $\approx 2 \times 10^{8}$ |
| Pacifique | 1095 | 10 | $8 \times 10^{11}$ | $8 \times 10^{7}$ |
| Yukon | 298 | 3 | $2,0 \times 10^{11}$ | $1,7 \times 10^{7}$ |
| Fraser | 233 | 2 | $1,1 \times 10^{11}$ | $9,5 \times 10^{6}$ |
| Golfe du Mexique | 29,5 | 0,3 | $8 \times 10^{8}$ | |

### 3.2.1 PROCESSUS PHYSIQUES

Outre le simple transport d'une substance par advection dans l'eau en mouvement (p.ex. dans un fleuve ou une rivière), il y a de nombreux processus physiques subtils qui interviennent dans la distribution et le transport des radionuclides dans les lacs, les rivières, les estuaires et les océans. La forme sous laquelle une substance chimique est transportée influe beaucoup sur sa réaction aux conditions physiques. Il existe des substances qui demeurent dissoutes. En présence d'effets purement physiques, ces substances seront mélangées et se déplaceront de la même façon que l'eau. Cependant, de nombreux radionuclides sont transportés sous des formes qui ne sont pas des solutions véritables, par exemple, colloïdes contenus dans des particules minérales ou adsorbés sur leur surface, et oxydes recouvrant des particules en suspension, ou fixés à des ligands organiques qui sont eux-mêmes des particules ou des colloïdes. De plus, même les formes dissoutes peuvent précipiter. Toutes ces différentes phases seront soumises à différents effets physiques, diversifiant ainsi le devenir des radionuclides dans les systèmes aquatiques.

Dans les grands plans d'eau, les couches superficielles sont soumises au refoulement du vent, ce qui provoque un brassage rapide par turbulence, dont la profondeur est déterminée par le degré de stratification thermique et chimique. Dans la plus grande partie des océans, loin des côtes, il y a une thermocline (gradient prononcé de température) à une profondeur de quelques dizaines de mètres. Au-dessus de la thermocline, la couche d'eau est relativement bien mélangée et, en l'absence d'une activité biologique intense, les constituants dissous ont une distribution assez homogène. Au-dessous de la thermocline, l'eau est en général stratifiée de façon stable et sa masse spécifique augmente avec la profondeur. Dans cette couche profonde à stratification verticale, les processus de brassage se font surtout à l'horizontale, le mélange dans le plan vertical étant très lent. Dans la couche mixte de surface située au-dessus de la thermocline, le brassage vertical est en général comparable au brassage horizontal.

Dans les fleuves et les rivières à débit rapide, la diffusion par turbulence provoque une distribution assez homogène des constituants dissous. Il est cependant possible qu'on observe dans certains une stratification horizontale ou verticale des constituants. Par exemple, le brassage complet des eaux de la rivière Liard avec celle du fleuve Mackenzie ne se produit qu'à 500 km en aval de leur confluent à Fort Simpson. Il semble probable que la stratification horizontale des cours d'eau soit plus courante qu'on ne le croit en général (MacKay 1970). Le brassage des eaux lacustres est analogue à celui des océans, mais, à cause de leur capacité thermique relativement plus faible, le degré de stratification verticale varie beaucoup avec les saisons. Dans les lacs profonds sous des climats tempérés, une thermocline saisonière se forme généralement au printemps lorsque l'eau de surface est chauffée par les rayons solaires. Tous au cours de l'été, la thermocline s'étend

progressivement plus bas à mesure qu'il y a apport d'énergie thermique et éolienne; elle peut finalement atteindre le fond. En automne, l'eau située au-dessus de la thermocline se refroidit et, lorsque la colonne d'eau est isotherme, il se produit d'habitude une circulation verticale complète jusqu'à ce que l'inversion de la stratification thermique et la formation de glaces empêchent le brassage. Durant la saison où il n'y a de glace, l'eau située au-dessus de la thermocline est soumise à la turbulence provoquée par le vent, et le brassage horizontal et vertical est alors très rapide ($10^2$-$10^3$ $cm^2.s^{-1}$). Dans la thermocline cependant, le taux de diffusion verticale est très lent, et selon Quay et al. (1980), les déplacements de chaleur et de soluté sont (dans les petits lacs) de $10^{-3}$-$10^{-5}$ $cm^2.s^{-1}$.

Dans la plupart des lacs des régions tempérées et arctiques, l'alimentation et le déversement sont plus importants au printemps durant la fonte des neiges. On peut évaluer le temps de séjour (t) des eaux lacustres à partir de l'alimentation (A), du déversement (D) et du volume du lac (V) en se servant de l'équation $t = V/D$ ou $t = V/A$. Les sédiments en suspension dans les lacs peuvent être en grande partie d'origine biologique (prolifération planctonique) ou inorganique (apport d'eau fluviales ou remise en suspension des sédiments de fond). La turbulence causée par les vents et les courants d'eau peuvent remettre les sédiments en suspension et les redistribuer; ainsi, ce sont souvent les particules sédimentaires fines de masse spécifique qui se déposent dans les parties plus profondes des lacs (Evans et Rigler 1980). Le brassage physique et biologique de la couche superficielle des sédiments lacustres constitue pour les espèces adsorbées sur les sédiments un bassin ou réservoir très variable; le dosage du $^{210}Pb$ et du $^{137}Cs$ montre que l'épaisseur de la chouche qui a été brassée varie de ≈ 0 à 20 cm, ce qui représente jusqu'à 100 ans de sédimentation.

Les formes non dissoutes de radionuclides se déposent sous l'effet de la gravité, et leur transport dépend de la distribution granulométrique et de la masse spécifique des particules hôtes. Le transport dans les fleuves, les rivières et les estuaires par saltation ou charriage deviennent alors des modes importants de déplacement.

Les processus physiques, chimiques et géologiques sont les plus complexes dans les estuaires; il peut y avoir alors brassage complet ou partiel ou encore stratification verticale comme dans les fjords. L'importance du brassage qui s'y produit dépend en grande partie de la profondeur, de la marée et de l'énergie cinétique. Dans les estuaires les plus courants, dont les eaux sont partiellement brassées, les eaux fluviales et marines se mélangent en produisent un courant de surface vers la mer et un fort courant sous-jacent d'eau salée vers la terre. L'estuaire devient donc une zone où il y a confluence de matières provenant par saltation et par charriage à la fois du cours d'eau et de la mer. L'asymétrie des courants de marée ainsi que la remise en suspension des particules et leur piégage peuvent provoquer dans la zone de brassage de ces estuaires de fortes

concentrations de particules en suspension appelées maxima de turbidité. Ces phénomènes peuvent avoir un effet considérable sur l'importance de l'élimination des matières d'origine fluviale dans les eaux voisines des côtes et peuvent limiter la proportion de certains radionuclides terrigènes pouvant parvenir jusqu'à la haute mer.

### 3.2.2 PROCESSUS GÉOLOGIQUES

Il est important de réaliser que les radionuclides, surtout ceux provenant de processus naturels terrigènes, sont en grande prtie transportés par les fleuves, les rivières et les glaciers sous formes de particules.

Les sédiments en suspension dans les eaux fluviales ou charriés par celles-ci sont transportés jusqu'à la mer. Quelque 1,8 x $10^{13}$ kg de matières en suspension sont déversées dans les océans chaque année (Holeman 1968). Au Canada, on estime que le transport par charriage représente entre 5 et 20% de la charge totale en sédiments (Environment Canada 1977-1978). Les matières altérées contenant des radionuclides peuvent cependant être stockées pendant des périodes considérables à l'intérieur du bassin versant d'un fleuve ou d'une rivière (lacs ou réservoirs) avant d'être transportées jusqu'à l'océan. Cela permet la modification des matières et la désintégration des radionuclides entre l'altération initiale et leur rejet en milieu marin avec les eaux fluviales. De plus, environ 90% des matières en suspension ainsi rejetées restent emprisonnées sur le plateau continental (Broecker 1974; Bewers et Yeats 1977), et seules les particules plus fines dont le temps de séjour est plus long parviennent jusqu'en pleine mer.

L'atmosphère où le vent constitue ainsi un mode important de transport des matières particulaires. A peu près 5 x $10^{11}$ kg.$a^{-1}$ (Goldberg 1971; Bewers et Hayson 1974) de particules, dont la composition moyenne est voisine de celle des roches sédimentaires, atteignent les océans après érosion éolienne et transport par le vent. Ces matières sont souvent transportées en panache depuis des zones particulièrement sensibles à l'érosion éolienne. On observe ce phénomène dans l'Atlantique Nord où un panache de poussières provenant du Sahara s'étend vers l'ouest jusqu'à la Barbade dans les Antilles. On a observé que les particules plus fines, qui sont transportées le plus loin, contiennent, toutes proportions gardées, considérablement plus de métaux traces que la croûte terrestre (NAS 1978). Il est très difficile de chiffrer l'importance de ce genre de transport depuis les régions terrestres du Canada jusqu'aux océans voisins, mais il est probablement de l'ordre de $10^{10}$ kg.$a^{-1}$.

Les matières particulaires proviennent aussi de l'érosion glaciaire. Là aussi, on peut supposer que leur composition est semblable à celle des roches sédimentaires moyennes et que la quantité totale déplacée est de l'ordre de 2 x $10^{12}$ kg.$a^{-1}$. L'activité

volcanique est une autre source de matières particulaires, mais on comprend mal la composition et le mode de déplacement de ces matières. En plus des sources mentionnées, il y a érosion et remise en suspension dans le milieu marin lui-même. L'érosion côtière entraîne chaque année environ 5 x $10^{11}$ kg de matières (Garrels et al. 1975). Dans tout le milieu marin, les sédiments sont remis en suspension et transportés en couches néphéloïdes ou courant turbides.

### 3.2.3 PROCESSUS CHIMIQUES

Les fleuves, les rivières et les glaciers transportent les éléments jusqu'à l'océan sous forme de matières dissoutes, de colloïdes et de particules. Les formes particulaires comprennent les éléments liés dans les réseaux minéraux des particules (formes détritiques) et les éléments fixés par adsorption superficielle, par formation de complexes avec des ligands organiques ou par incorporation dans le revêtement d'oxyde métallique (formes non détritiques) (voir Section 3.4.5.2). Lorsque les eaux fluviales et salines se mélangent dans les estuaires, leur état physique et chimique est profondément modifié. Il s'ensuit un rétablissement de l'équilibre entre la composition de l'eau et celle des particules par échange mutuel de matières. Les éléments dissous peuvent être précipités et adsorbés sur des matières en suspension, ou la portion échangeable adsorbée sur des particules peut être réduite par dissolution.

Pour étudier ces modifications, on compare souvent la distribu-tion des éléments dissous et la salinité (Figure 3-3). Lorsque le partage d'un élément n'est pas sensible aux variations physico-chimiques de l'eau, la couche représentant sa distribution en fonction de la salinité est linéaire. Lorsque l'élément passe de la forme particulaire à la forme dissoute, la courbe est convexe, reflétant un accroissement de la concentration de l'élément en solution dans l'estuaire. Lorsque l'élément est éliminé de la solution par adsorption, précipitation, ou floculation, la courbe est concave, indiquant qu'il y a diminution de l'élément en solution, c.-à-d. dilution.

De nombreux éléments, y compris les métaux alcalins, les métaux alcalino-terreux et les halogènes présentent une courbe linéaire. Parmi les autres présentant soit une concentration, soit une dilution, seuls le fer et le manganèse ont été étudiés suffisamment dans les estuaires pour tirer des conclusions sur l'universalité de leur comportement. Le fer y est toujours précipité et la relation entre sa concentration et la salinité indique nettement qu'il y a dilution (Boyle et al. 1977). La relation entre la concentration du manganèse et la salinité est diverse, mais il devient de plus en plus évident que cet élément est précipité pendant le mélange estuarien; après sédimentation, il peut être redissous dans la colonne d'eau à la suite d'une diagénèse précoce. Les diverses relations observées pour le manganèse sont donc le résultat de la différence d'importance de ces

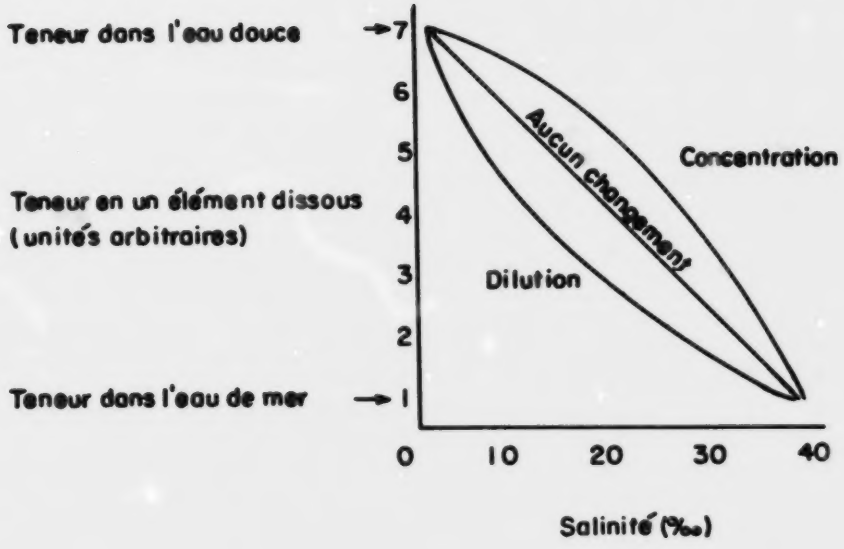



Figure 3-3. Relation entre la distribution d'un élément dissous et la salinité dans les zones estuariennes de brassage.

deux processus et de la nature du mélange physique dans les différents estuaires. C'est pourquoi on doit interpréter avec soin les relations élément/salinité et faire au moins une évaluation fondamentale des processus de circulation et de transport des sédiments dans des estuaires donnés.

L'étude directe des radionuclides dans les estuaires nous a fourni une partie importante de nos connaissances sur le comportement des éléments dans ces milieux (voir Section 3.6). De la même façon, nos connaissances de la géochimie des éléments stables peuvent servir à prévoir le comportement de radionuclides donnés dans les régions côtières à leur sortie des fleuves et des rivières. Il faut se rendre compte que, même si un radionuclide n'est pas piégé ou fixé par sédimentation en grande quantité dans la zone littorale, il peut néanmoins être confiné aux régions bordant la côte par les courants littoraux provoqués par des forces géostrophiques. On peut identifier ces courants d'après la salinité de l'eau ou par la présence de panaches de sédiments.

### 3.2.4 PROCESSUS BIOLOGIQUES

Dans les lacs, la production biologique de matières organiques aquatiques est fonction de la température, du taux d'apport de sels nutritifs (N, P, Si) par les sédiments et les eaux qui affluent, ainsi que de la pénétration de l'énergie lumineuse nécessaire à la photosynthèse. Dans les lacs des régions tempérées où l'apport de sels nutritifs est bon, il y a prolifération du phytoplancton et du zooplancton au printemps et en été, abondance d'organismes benthiques, et croissance rapide de la végétation macrophyte submergée et émergente à proximité de la rive. Lorsque l'oxygénation du lac ne se fait pas bien par brassage éolien, la dégradation de ces matières organiques d'origine lacustre débarasse les eaux profondes de leur oxygène. Les eaux profondes des lacs fertiles sont souvent anaérobies pendant l'hiver et à la fin de l'été. Par contre, les lacs où l'apport de sels nutritifs est faible, ceux des climats plus froids et les lacs où la pénétration de la lumière est réduite, produisent moins de matières organiques. Le zooplancton et les organismes benthiques transforment les matières organiques et inorganiques en boulettes fécales formant une fraction importante des sédiments riches en matières organiques (Turner et Ferrante 1979). Les organismes benthiques vivent dans la partie superficielle (20 cm supérieurs) des sédiments qu'ils mélangent (Robbins et al. 1977; Allen 1978; Fisher et al. 1980). On qualifie ce brassage de "bioturbation". Les matières organiques détritiques et authigènes à proximité de la rive sont d'habitude remises en suspension et redistribuées dans les eaux plus profondes par brassage turbulent.

Au-delà des eaux marines côtières, les concentrations ambiantes de matières particulaires en suspension diminuent énormément, et les taux de sédimentation sont réduits de beaucoup. Dans les régions côtières, la plupart de la sédimentation se fait en grande partie sous

l'effet de la gravité, mais dans les profondeurs océaniques l'agglutination biologique est un phénomène beaucoup plus important (Fowler et Small 1967). Les particules qui, par ruissellement et précipitation atmosphérique, atteignent le milieu pélagique sont les plus fines des particules transportées par les fleuves. Par conséquent, la sédimentation sous l'effet de la gravité (sédimentation de Stokes) est un processus plus lent, et l'apport de sédiments par coagulation ou par agglomération biologique devient plus important. Cette coagulation se fait en partie par floculation et par formation de minéraux authigènes dans les abysses. Il semble cependent que la production biologique de matières fécales soit elle aussi très importante (McCave 1975; Bishop et al. 1977; Knauer et al. 1979; Brewer et al. 1980). Evidemment, ainsi le fer et le plutonium sont en grande partie apportés dans les sédiments abyssaux (Labeyrie et al. 1976; Higgo et al. 1977). D'autres éléments (Fowler 1977; Cherry et al. 1978) peuvent être incorporés à la matière biologique qui, au fur et à mesure de sa sédimentation dans la couche mixte superficielle, est dégradée et redissoute de la même façon que les sels nutritifs comme les nitrates et les phosphates. Ce processus, qu'on nomme régénération biologique, produit un gradient de concentration avec la profondeur des lacs et de l'océan. Les éléments (p.ex. le cadmium) qui sont, comme le phosphate, incorporés et recyclés de façon biologique (Knauer et Martin 1981), peuvent être distribués suivant un gradient vertical de concentrations dans la couche superficielle de l'océan (Boyle et al. 1976; Bruland et al. 1976; Bruland et al. 1978a).

D'autres éléments semblent s'associer aux matières de l'exosquelette des organismes et se comportent comme le silicate qui subit une certaine régénération dans l'océan à de grandes profondeurs. Dans l'océan Pacifique, il semble y avoir une étroite relation entre le zinc, le germanium et le silicate (Bruland et al. 1978b). Dans la plupart des cas, on ne connait pas le degré de redissolution dans la colonne d'eau océanique des éléments incorporés dans les matières fécales qui sédimentent rapidement. Les temps de séjour apparemment courts de beaucoup d'éléments (p.ex. fer, manganèse, aluminium) et de radionuclides (p.ex. $^{239}Pu$, $^{55}Fe$) sont probablement tout aussi attribuables à des processus biologiques qu'à leur affinité pour les phases particulaires. Le temps de séjour du $^{210}Pb$ et celui du $^{210}Po$ dans la couche mixte respectivement (2,5 et 0,6 a) diffèrent beaucoup l'un de l'autre, et ils sont tous deux plus longs que le temps de séjour des matières particulaires; cela laisse entendre que des propriétés chimiques spécifiques régissant leur taux d'assimilation par le plancton déterminent l'élimination de ces nucléides (voir Section 3.5.2.6 et 3.5.2.7) (Bacon et al. 1976).

## 3.3 ÉLÉMENTS ANALOGUES STABLES

Le transport d'un radionuclide ressemble à celui de son élément analogue stable, dans la mesure où les formes chimiques sous

lesquelles le radionuclide et son analogue sont introduits dans l'environnement se ressemblent elles aussi. La distribution et le comportement des éléments stables sont donc un outil utile lorsqu'on étudie les voies et le devenir des isotopes radioactifs dans l'environnement. On a essayé de compiler une liste des concentrations types d'éléments stables en solution dans l'eau de mer et l'eau de ruissellement fluvial (Tableau 3-2). Ces dernières années, on a obtenu plus de renseignements sur les concentrations de nombreux éléments dans les eaux fluviales et, dans plusieurs cas, spécialement pour les métaux de la période de transition, les valeurs dans l'eau de mer ont été revues à la baisse par suite d'améliorations des techniques d'échantillonnage et d'analyse. On présente au Tableau 3-2 les principales formes inorganiques connues. Ce Tableau, qui donne une indication du temps de séjour dans l'océan de chaque élément, est basé seulement sur les débits fluviaux et sur l'hypothèse de conditions d'équilibre dans l'océan.

En supposant que l'océan a un état d'équilibre pour l'apport d'éléments, le temps de séjour moyen dans le courant fluvial de la fraction dissoute peut être exprimé par l'équation suivante:

$$T_d = \frac{{}_dM_e}{\sum_1^m f_{rn}\ {}_d^x e_n} \qquad (3\text{-}1)$$

$$n = 1,2....m$$

où $T_d$ est le temps de séjour de la fraction dissoute;

${}_dM_e$ est la masse de l'élément "e" sous forme dissoute dans l'océan;

$f_{rn}$ est le débit d'eau douce provenant du fleuve ou de la rivière "n" dans l'océan;

${}_d^x e_n$ est la concentration de l'élément "e" en solution dans les eaux provenant du fleuve ou de la rivière n; et

"m" est le nombre total de fleuves et de rivières se jetant dans l'océan.

Ces estimations du temps de séjour ne s'appliquent qu'à la quantité des éléments visés en solution. L'apport d'éléments sous forme particulaire s'ajoute à l'apport d'éléments en solution et, dans le cas des éléments lithophiles, il est plus important. En supposant aussi un état d'équilibre, on peut exprimer comme suit un temps de séjour distinct dans le courant fluvial pour les éléments sous forme de particules:

$$T_p = \frac{{}_pM_e}{\sum_1^m f_{rn}\ {}_p^x e_n} \qquad (3\text{-}2)$$

$$n = 1,2....m$$

où $T_p$ est le temps de séjour de la fraction particulaire;

$^pM_e$ est la masse de l'élément "e" existant sous forme de particules dans l'océan;

$^px_{en}$ est la concentration de l'élément "e" sous forme de particules dans la décharge des eaux provenant du fleuve ou de la rivière "n"; et

$f_{rn}$ et "m" ont déjà été définis.

La valeur réelle du temps de séjour global d'un élément peut être exprimé ainsi:

$$T = \frac{^pM_e + ^dM_e}{\sum_1^m f_{rn} \, (^px_{en} + ^dx_{en})} \qquad (3\text{-}3)$$

$$n = 1,2....m$$

et cette valeur est intermédiaire entre le temps de séjour des espèces particulaires et celui des espèces dissoutes. Ce n'est que lorsque l'on peut déterminer le temps de séjour global dans le courant fluvial que l'on peut faire des comparaisons significatives avec le temps de séjour calculé d'après les taux de sédimentation dans l'océan, en utilisant la relation suivante:

$$T_s = \frac{^pM_e + ^dM_e}{\sum_1^q s_n \; s^x_{en}} \qquad (3\text{-}4)$$

tous les types de sédiments, n = 1,2....q

où $T_s$ est le temps de séjour compte tenu du taux de sédimentation;

$s_n$ est le taux de sédimentation d'un type donné de sédiment, "n"; et

$s^x_{en}$ est la concentration moyenne de l'élément "e" dans le type de sédiment "n".

Les formes sous lesquelles les radionuclides pénètrant dans l'océan sont évidemment très importantes pour déterminer leurs temps de séjour probable. Les matières particulaires, et leurs constituants détritiques, rejetées par les fleuves et les rivières ont des temps de séjour océaniques très courts (de l'ordre de 10 ans). Les éléments en solution ont d'habitude des temps de séjour beaucoup plus longs. Par exemple, les formes dissoutes des métaux de la première période de transition ont des temps de séjour compris entre $10^2$ et $10^5$ années. De même, les différentes formes ont des devenirs très différents. La plupart des matières particulaires transportées par les fleuves et les rivières se déposent sur le plateau continental. C'est pourquoi des radionuclides des éléments stables, qui sont soit fortement liés aux particules fluviales, soit précipités de façon irréversible dans les

Tableau 3-2. Concentration des éléments stables en solution dans l'eau de mer et dans le ruissellement fluvial (d'après Turekian 1969; Goldberg et al. 1971; Brewer 1975; Garrels et al. 1975; Bewers 1983).

| Élément | Concentration dans l'eau de mer ($kg.L^{-1}$) | Principale forme dissoute dans l'eau de mer | Concentration dans les eaux fluviales ($kg.L^{-1}$) | Temps de séjour (a) |
|---|---|---|---|---|
| H | $1,1 \times 10^{-1}$ | $H_2O$ | $1,1 \times 10^{-1}$ | - |
| He | $6,8 \times 10^{-12}$ | He (gaz) | - | - |
| Li | $1,7 \times 10^{-7}$ | $Li^+$ | $3,3 \times 10^{-9}$ | $2,2 \times 10^{6}$ |
| Be | $3,9 \times 10^{-13}$ | $BeOH^+$ | $3 \times 10^{-11}$ | $5,5 \times 10^{2}$ |
| B | $4,5 \times 10^{-6}$ | $B(OH)_3$, $B(OH)_4^-$ | $1,3 \times 10^{-8}$ | $1,5 \times 10^{7}$ |
| C | $2,8 \times 10^{-5}$ | $HCO_3^-$, $CO_3^{2-}$, $CO_2$ | $1,15 \times 10^{-5}$ | $1,0 \times 10^{5}$ |
| C (org.) | $5 \times 10^{-7}$ | organique | - | - |
| N | $1,5 \times 10^{-5}$ | $N_2$ (gaz), $NO_3^-$, $NO_2^-$, $NH_4^+$ | - | - |
| O | $8,8 \times 10^{-1}$ | $H_2O$ | $8,8 \times 10^{-1}$ | - |
| O | $6 \times 10^{-6}$ | $O_2$ (gaz) | - | - |
| O | $1,8 \times 10^{-3}$ | $SO_4^{2-}$ | - | - |
| F | $1,34 \times 10^{-6}$ | $F^-$, $MgF^+$ | $1,0 \times 10^{-7}$ | $5,7 \times 10^{5}$ |
| Ne | $1,2 \times 10^{-10}$ | Ne (gaz) | - | - |
| Na | $1,075 \times 10^{-2}$ | $Na^+$ | $6,3 \times 10^{-6}$ | $7,2 \times 10^{7}$ |
| Mg | $1,28 \times 10^{-3}$ | $Mg^{2+}$ | $4,1 \times 10^{-6}$ | $1,3 \times 10^{7}$ |
| Al | $5,0 \times 10^{-10}$ | $Al(OH)_4^-$ | $5,0 \times 10^{-8}$ | $4,2 \times 10^{2}$ |
| Si | $2,9 \times 10^{-6}$ | $Si(OH)_4$, $SiO(OH)_3^-$ | $6,1 \times 10^{-6}$ | $2,0 \times 10^{4}$ |
| P | $6,0 \times 10^{-8}$ | $HPO_4^{2-}$, $H_2PO_4^-$, $PO_4^{3-}$ | $1,2 \times 10^{-7}$ | $2,1 \times 10^{4}$ |
| S | $9,03 \times 10^{-4}$ | $SO_4^{2-}$, $NaSO_4^-$ | $5,6 \times 10^{-6}$ | $6,8 \times 10^{6}$ |
| Cl | $1,935 \times 10^{-2}$ | $Cl^-$ | $7,8 \times 10^{-6}$ | $1,0 \times 10^{8}$ |
| Ar | $4,3 \times 10^{-7}$ | Ar (gaz) | - | - |
| K | $4,0 \times 10^{-4}$ | $K^+$ | $2,3 \times 10^{-6}$ | $7,4 \times 10^{6}$ |
| Ca | $4,1 \times 10^{-4}$ | $Ca^{2+}$ | $1,5 \times 10^{-5}$ | $1,2 \times 10^{6}$ |
| Sc | $6 \times 10^{-13}$ | $Sc(OH)_3$ | $4 \times 10^{-12}$ | $6,3 \times 10^{3}$ |
| Ti | $1 \times 10^{-9}$ | $Ti(OH)_4$ | $1,3 \times 10^{-8}$ | $3,2 \times 10^{3}$ |
| V | $1 \times 10^{-9}$ | $H_2VO_4^-$, $HVO_4^{2-}$ | $0,9 \times 10^{-9}$ | $8,9 \times 10^{4}$ |

Tableau 3-2. (suite)

| Élément | Concentrations dans l'eau de mer ($kg.L^{-1}$) | Principale forme dissoute dans l'eau der mer | Concentration dans les eaux fluviales ($kg.L^{-1}$) | Temps de séjour (a) |
|---|---|---|---|---|
| Cr | $3 \times 10^{-10}$ | $CrO_4^{2-}$, $Cr(OH)_3$ | $1 \times 10^{-9}$ | $1,3 \times 10^{4}$ |
| Mn | $3 \times 10^{-11}$ | $Mn^{2+}$, $MnCl^{+}$ | $5 \times 10^{-9}$ | $2,5 \times 10^{2}$ |
| Fe | $5 \times 10^{-10}$ | $Fe^{3+}$, $Fe(OH)_3$, $Fe(OH)_2^{+}$ (surtout colloïdal) | $5 \times 10^{-8}$ | $4,2 \times 10^{2}$ |
| Co | $5 \times 10^{-12}$ | $Co^{2+}$ | $2 \times 10^{-10}$ | $1,1 \times 10^{3}$ |
| Ni | $2 \times 10^{-10}$ | $Ni^{2+}$ | $1 \times 10^{-9}$ | $8,5 \times 10^{3}$ |
| Cu | $1 \times 10^{-10}$ | $CuCO_3$, $CuOH^{+}$ | $2 \times 10^{-9}$ | $2,1 \times 10^{3}$ |
| Zn | $2 \times 10^{-10}$ | $Zn^{2+}$, $ZnOH^{+}$, $ZnCO_3$ | $1 \times 10^{-8}$ | $2,8 \times 10^{3}$ |
| Ga | $3 \times 10^{-11}$ | $Ga(OH)_4^{-}$ | $9 \times 10^{-11}$ | $1,4 \times 10^{4}$ |
| Ge | $5 \times 10^{-11}$ | $Ge(OH)_4$ | - | - |
| As | $1 \times 10^{-9}$ | $HAsO_4^{2-}$, $H_2AsO_4^{-}$ | $2 \times 10^{-9}$ | $2,1 \times 10^{4}$ |
| Se | $9 \times 10^{-11}$ | $SeO_3^{2-}$ | $2 \times 10^{-10}$ | $1,9 \times 10^{4}$ |
| Br | $6,7 \times 10^{-5}$ | $Br^{-}$ | $2 \times 10^{-8}$ | $1,3 \times 10^{8}$ |
| Kr | $2 \times 10^{-10}$ | Kr (gaz) | - | - |
| Rb | $1,2 \times 10^{-7}$ | $Rb^{+}$ | $1,7 \times 10^{-9}$ | $3,0 \times 10^{6}$ |
| Sr | $7,9 \times 10^{-6}$ | $Sr^{2+}$ | $9,0 \times 10^{-8}$ | $3,7 \times 10^{6}$ |
| Y | $1,3 \times 10^{-12}$ | $Y(OH)_3$ | - | - |
| Zr | $3 \times 10^{-11}$ | $Zr(OH)_4$ | $2,6 \times 10^{-9}$ | $4,9 \times 10^{2}$ |
| Nb | $1 \times 10^{-11}$ | - | - | - |
| Mo | $1,0 \times 10^{-8}$ | $MoO_4^{2-}$ | $1,0 \times 10^{-9}$ | $4,2 \times 10^{5}$ |
| Ru | $7,0 \times 10^{-13}$ | - | - | - |
| Rh | - | - | - | - |
| Pd | - | - | - | - |
| Ag | $4 \times 10^{-11}$ | $AgCl_2^{-}$ | $1,6 \times 10^{-10}$ | $1,1 \times 10^{4}$ |
| Cd | $3 \times 10^{-11}$ | $Cd^{2+}$, $CdCl_2$ | $2,0 \times 10^{-11}$ | $1,0 \times 10^{5}$ |
| In | $1 \times 10^{-13}$ | $In(OH)_2^{+}$ | - | - |

Tableau 3-2. (suite)

| Élément | Concentration dans l'eau de mer ($kg.L^{-1}$) | Principale forme dissoute dans l'eau de mer | Concentration dans les eaux fluviales ($kg.L^{-1}$) | Temps de séjour (a) |
|---|---|---|---|---|
| Sn | $1 \times 10^{-11}$ | $SnO(OH)_3$ | $6,0 \times 10^{-11}$ | $7,0 \times 10^{3}$ |
| Sb | $2,4 \times 10^{-10}$ | $Sb(OH)_6^-$ | $1,1 \times 10^{-9}$ | $9,2 \times 10^{3}$ |
| Te | - | $HTeO_3^-$ | - | - |
| I | $5,0 \times 10^{-8}$ | $I^-$, $IO_3^-$ | $2,5 \times 10^{-9}$ | $8,6 \times 10^{5}$ |
| Xe | $4,7 \times 10^{-11}$ | Xe (gaz) | - | - |
| Cs | $3,0 \times 10^{-10}$ | $Cs^+$ | $2,0 \times 10^{-11}$ | $6,3 \times 10^{5}$ |
| Ba | $2 \times 10^{-8}$ | $Ba^{2+}$ | $2,0 \times 10^{-8}$ | $4,2 \times 10^{4}$ |
| La | $3,5 \times 10^{-13}$ | $La(OH)_3$ | $2 \times 10^{-10}$ | $6,3 \times 10^{2}$ |
| Ce | $2,6 \times 10^{-12}$ | $Ce(OH)_3$ | $6 \times 10^{-11}$ | $7,0 \times 10^{2}$ |
| Pr | $6 \times 10^{-13}$ | $Pr(OH)_3$ | $3 \times 10^{-11}$ | $8,5 \times 10^{2}$ |
| Nd | $2,9 \times 10^{-12}$ | $Nd(OH)_3$ | $2 \times 10^{-10}$ | $6,3 \times 10^{2}$ |
| Sm | $5,8 \times 10^{-13}$ | $Sm(OH)_3$ | $3 \times 10^{-11}$ | $7,0 \times 10^{2}$ |
| Eu | $1,7 \times 10^{-13}$ | $Eu(OH)_3$ | $7 \times 10^{-12}$ | $6,0 \times 10^{2}$ |
| Gd | $8,2 \times 10^{-13}$ | $Gd(OH)_3$ | $4 \times 10^{-11}$ | $7,4 \times 10^{2}$ |
| Tb | $1 \times 10^{-13}$ | $Tb(OH)_3$ | $8 \times 10^{-12}$ | $5,3 \times 10^{2}$ |
| Dy | $1,0 \times 10^{-12}$ | $Dy(OH)_3$ | $5 \times 10^{-11}$ | $7,6 \times 10^{2}$ |
| Ho | $2 \times 10^{-13}$ | $Ho(OH)_3$ | $1 \times 10^{-11}$ | $8,5 \times 10^{2}$ |
| Er | $8,7 \times 10^{-13}$ | $Er(OH)_3$ | $5 \times 10^{-11}$ | $6,8 \times 10^{2}$ |
| Tm | $2 \times 10^{-13}$ | $Tm(OH)_3$ | $9 \times 10^{-12}$ | $9,4 \times 10^{2}$ |
| Yb | $8,2 \times 10^{-13}$ | $Yb(OH)_3$ | $5 \times 10^{-11}$ | $6,8 \times 10^{2}$ |

Tableau 3-2. (suite)

| Élément | Concentration dans l'eau der mer ($kg.L^{-1}$) | Princpale forme disssoute dans l'eau de mer | Concentration dans les eaux fluviales ($kg.L^{-1}$) | Temp de séjour (a) |
|---|---|---|---|---|
| Lu | $2 \times 10^{-13}$ | $Lu(OH)_3$ | $8 \times 10^{-12}$ | $1,1 \times 10^{3}$ |
| Hf | $7 \times 10^{-12}$ | - | - | - |
| Ta | $2 \times 10^{-12}$ | - | - | - |
| W | $1 \times 10^{-10}$ | $WO_4^{2-}$ | $3 \times 10^{-11}$ | $1,4 \times 10^{5}$ |
| Re | $4 \times 10^{-12}$ | - | - | |
| Os | - | - | - | |
| Ir | - | - | - | |
| Pt | - | - | - | |
| Au | $4 \times 10^{-12}$ | $AuCl_2^-$ | $2 \times 10^{-12}$ | $8,5 \times 10^{4}$ |
| Hg | $5 \times 10^{-12}$ | $HgCl_2$, $HgCl_4^{2-}$ org. | $1 \times 10^{-11}$ | $2,0 \times 10^{4}$ |
| Tl | $1 \times 10^{-11}$ | - | - | - |
| Pb | $3 \times 10^{-12}$ | $PbCO_3$, $Pb(CO_3)_2^{2-}$ | $1 \times 10^{-9}$ | $8,5 \times 10^{2}$ |
| Bi | $2 \times 10^{-11}$ | $BiO^+$, $Bi(OH)_2^+$ | - | - |
| Po | - | - | - | - |
| At | - | - | - | - |
| Rn | $6 \times 10^{-22}$ | Rn (gaz) | - | - |
| Ra | $7 \times 10^{-17}$ | $Ra^{2+}$ | - | - |
| Ac | - | - | - | - |
| Th | $6 \times 10^{-14}$ | $Th(OH)_4$ | $1 \times 10^{-10}$ | 30 |
| Pa | $5 \times 10^{-17}$ | - | - | - |
| U | $3,3 \times 10^{-9}$ | $UO_2(CO_3)_3^{4-}$ | $3 \times 10^{-10}$ | $4,5 \times 10^{5}$ |

estuaires, s'accumulent d'abord dans les zones côtières. Les isotopes qui demeurent en solution ou qui précipitent très lentement peuvent atteindre le milieu pélagique. En fin de compte, il y a stockage à long terme dans l'océan ou précipitation et sédimentation au fond des abysses. La géochimie de la sédimentation des isotopes devient alors très importante. Le Tableau 3-3 montre les quantités de fer, de manganèse, de cobalt, de nickel, de cuivre, de zinc et de cadmium provenant du bassin versant du Saint-Laurent et se déposant dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Si l'on disposait de données comparable sur la distribution des radionuclides, il serait possible de soumettre ceux-ci à des estimations semblables.

Un élément sensible à la solubilisation en conditions réductrices peut être extrait des sédiments côtiers et précipité en fines particules dont le temps de séjour en suspension est relativement long. Le comportement du manganèse dans le golfe du Saint-Laurent en est un bon exemple (Sundby 1977; Bewers et Yeats 1977; Yeats et al. 1979). Il y a sédimentation d'une grande partie des matières particulaires fluviatiles dans la zone d'aval de l'estuaire et dans le golfe du Saint-Laurent. Ces matières contiennent des quantités importantes de manganèse sous forme de minéral cristallin et de substances échangeables. Dans les sédiments, la partie échangeable du manganèse est réduite en $Mn^{2+}$ et peut diffuser dans les eaux de fond. Dans les conditions oxydantes existant dans l'eau, le $Mn^{2+}$ précipite sous forme d'une couche d'oxyde recouvrant les petites particules ou sous forme de particules distinctes de $MnO_2$. Ces petites particules sont ensuite entraînées dans la circulation estuarienne et parviennent finalement dans l'Atlantique Nord, où il peut y avoir sédimentation des particules fines par actions physique et biologique. À cause de ces phénomènes et d'autres processus, et surtout de l'activité volcanique, les concentrations du manganèse dans les sédiments abyssaux sont beaucoup plus élevées que celles dans les sédiments côtiers et hémipélagiques. Des processus semblables peuvent avoir un effet important sur la distribution et le transport d'autres éléments et de radionuclides. Il est donc très important de connaître la forme des radionuclides dans le ruissellement, ainsi que leur chimie en milieu marin, pour mieux comprendre les diverses voies qu'ils suivent en milieu océanique.

## 3.4 RADIONUCLIDES EN EAU DOUCE

### 3.4.1 ALTÉRATION NATURELLE

D'après le taux de transport fluvial des éléments stables principaux et secondaires provenant du sol (Tableau 3-4), on peut prévoir que l'apport annuel de radionuclides de l'uranium, du thorium, du radium, du radon, du plomb, du potassium et du polonium ne variera guère. Voici l'analogue stable de certains radioéléments: le calcium pour le radium, le $HCO_3$ pour l'uranium et, peut-être, le fer pour le plomb et le polonium. Le Tableau 3-5 indique que l'apport annuel de

Tableau 3-3. Apports brut et net de métaux dans l'Atlantique Nord à partir du bassin versant du Saint-Laurent (d'après Bewers et Yeats 1977).

| Métal | Apport brut depuis le fleuve Saint-Laurent ($kg.a^{-1}$) | Apport net après sédimentation côtière ($kg.a^{-1}$) | Perte par sédimentation côtière (%) |
|---|---|---|---|
| Fe | $3,8 \times 10^8$ | $4,2 \times 10^7$ | 89 |
| Mn | $1,0 \times 10^7$ | $5,3 \times 10^6$ | 47 |
| Co | $1,4 \times 10^5$ | $1,1 \times 10^5$ | 25 |
| Ni | $7,6 \times 10^5$ | $6,7 \times 10^5$ | 12 |
| Cu | $1,4 \times 10^6$ | $1,3 \times 10^6$ | 11 |
| Zn | $2,2 \times 10^6$ | $2,2 \times 10^6$ | 0,1 |
| Cd | $1,2 \times 10^5$ | $1,0 \times 10^5$ | 15 |

Tableau 3-4. Comparaison du taux de transport des principaux éléments dissous et des sédiments en suspension dans les bassins versants de zones arctiques, subarctiques, tempérées et tropicales.

| Fleuve ou rivière | Taux de transport des sédiments en suspension ($t.km^{-2}.a^{-1}$) | Taux de transport ($10^3$ $mol.km^{-2}.a^{-1}$) | | | | | | | | | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Ca | Mg | Na | K | $HCO_3$ | $SO_4$ | Cl | Si | Fe | |
| Amazone | 79 | 142 | 36 | 117 | 22 | 323 | 28 | 98 | 164 | 0,45 | Gibbs 1972 |
| Mékong | | 252 | 90 | 113 | 36 | 675 | 28 | 211 | 105 | - | Meybeck et Carbonnel 1975 |
| Gange | 1400 | 234 | 123 | 178 | 33 | 798 | 43 | 90 | 63 | - | " |
| Brahmapoutre | | 529 | 148 | 135 | 61 | 1475 | - | 146 | - | - | " |
| Mississippi | 70 | 149 | 54 | 84 | 14 | 290 | 75 | 73 | 17 | 0,063 | Durum et al. 1960 UNESCO 1969 |
| Colorado | 378 | 45 | 24 | 104 | 0,0021 | 58 | 58 | 61 | 4,4 | 0,0035 | " |
| Columbia | 35 | 162 | 74 | 198 | - | 502 | 7 | 40 | 62 | 1,4 | " |
| Saint-Laurent | 0,64 | 207 | 74 | 108 | 8,7 | 427 | 65 | 139 | 8,7 | 0,11 | " |
| Nelson | | 53 | 45 | 93 | 6,7 | 207 | 31 | 76 | 3,1 | 0,015 | " |
| Churchill | | 49 | 25 | 13 | 3,6 | 149 | 0,57 | 6,3 | 3,2 | 0,15 | " |
| Saskatchewan | 9,2 | 74 | 38 | 45 | 4,1 | 197 | 29 | 19 | 2,6 | - | Brunskill 1981 |
| Rouge (Lockport, Manitoba) | 7,9 | 50 | 39 | 48 | 6,4 | 129 | 39 | 28 | 7,1 | - | " |
| Assiniboine (Headingly, Manitoba) | 3,6 | 21 | 23 | 39 | 4,7 | 67 | 27 | 16 | 3,2 | - | " |
| Winnipeg | 2,9 | 112 | 22 | 21 | 6,4 | 234 | 19 | 12 | 11 | - | " |
| Hubbard Brook (New Hampshire) | 2,5 | 26 | 12 | 30 | 4,3 | 3,3 | 18 | 13 | 61 | - | Likens et al. 1970 |
| Pond Branch (Maryland) | | 6,4 | 6,5 | 13 | 4,3 | 24 | 3,5 | 11 | 27 | - | Cleaves et al. 1970 |
| Vallée du Mackenzie | | | | | | | | | | | |
| Rivières importantes drainant les montagnes | 36-126 | 250 | 100 | 52 | 6 | 776 | 96 | 78 | 27 | - | Brunskill et al. 1975 Campbell et al. 1975 Brunskill et al. 1980 |
| Petites rivières situées dans une vallée fluviale | 0,1-12 | 40 | 21 | 26 | 2,5 | 280 | 19 | 24 | 6,5 | - | |
| Bassin versant total du Mackenzie et de la Peel | 68 | 148 | 77 | 51 | 4,6 | 357 | 69 | 41 | 32 | 0,63 | " |
| Mackenzie | | 122 | 52 | 49 | 4,0 | 276 | 42 | 38 | 9,3 | - | Levinson et al. 1969 |
| Mackenzie | | 153 | 58 | 50 | 3,8 | 340 | 48 | 35 | 9,5 | 0,12 | Durum et al. 1960 |
| Yukon | 103 | 237 | 75 | 28 | 7,3 | 567 | 47 | 4,0 | 45 | 0,65 | Matthews 1973 Durum et al. 1960 |

Tableau 3-5. Taux de transport fluvial de certains radionuclides naturels par unité de surface du bassin versant au Canada et à l'étranger.

| Fleuve, rivière ou lac | Taux de transport[α] $^{40}K$ TBq.a$^{-1}$ | $^{40}K$ MBq.km$^{-2}$.a$^{-1}$ | $^{238}U$ TBq.a$^{-1}$ | $^{238}U$ MBq.km$^{-2}$.a$^{-1}$ | $^{226}Ra$ TBq.a$^{-1}$ | $^{226}Ra$ MBq.km$^{-2}$.a$^{-1}$ | $^{232}Th$ TBq.a$^{-1}$ | $^{232}Th$ MBq.km$^{-2}$.a$^{-1}$ | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Canada | | | | | | | | | |
| Mackenzie et Peel, T.N.O | 199,3 | 117[β] | 3,8 | 2,3 | | | | | Turekian et Chan 1971; Brunskill et al. 1975; Campbell et al. 1975; Water Survey of Canada 1978 |
| Liard, T.N.O. | 59,3 | 240[β] | 1,1 | 4,33 | | | | | " |
| Grand lac de l'Ours T.N.O. | 0,96 | 6,7[β] | 0,096 | 0,670 | | | | | " |
| Bassin versant du lac Rawson, ZLE*, Ont. | 40,2 | 9,3[γ,δ] | 1,2 x 10$^{-6}$ | 1,6 | 1,1 x 10$^{-7}$ | 0,21 | 2,5 x 10$^{-9}$ | 0,045 | Schindler et al. 1976; Brunskill 1981 |
| Meadow, Saqvaqjuac T.N.O. | | | 5,6 x 10$^{-8}$ | 0,36 | 1,3 x 10$^{-8}$ | 0,087 | 5,1 x 10$^{-9}$ | 0,033 | Brunskill 1981 |
| Fleuve St-Laurent[γ] | 23,4 | 25 | 0,105 | 0,082 | 0,31 | 0,34 | | | Rona et Urry 1952; Krishnaswami et Lal 1978 |
| Rivière des Outaouais | 3,4 | 23 | 0,027 | 0,19 | 0,48 | 3,4 | | | Havlik 1970; Merritt 1975 |
| Autres pays | | | | | | | | | |
| Amazone | 363,7 | 63 | 14 | 2,4 | 1,9 | 0,33 | 14,1 | 24 | Moore 1967; Holeman 1968 |
| Mississippi | 130,4 | 41 | 13 | 4,1 | 0,67 | 0,2 | 11,2 | 33 | " |
| Congo | | | 1,9 | 0,48 | | | | | Bertine et al. 1970 |
| Gange | 0,093 | 0,096 | 20 | 19 | 1,24 | 1,3 | | | Bhat et Krishnaswami 1969 |

α 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm).

β Les données relatives au K sont pour les formes dissoutes et particulaires, en supposant que une mole de K = 2,9 kBq (78 nCi) de $^{40}K$.

γ Apport sous forme dissoute uniquement.

δ Les donneés relatives au $^{40}K$ sont uniquement pour la forme dissoute, en supposant que 1 mole de K = 2,9 kBq (78 nCi) de $^{40}K$.

* ZLE: Zone des lacs expérimentaux.

certains radionuclides naturels varie considérablement par unité de surface du bassin de drainage. Les données existantes ne permettent pas de distinguer la phase particulaire et la phase dissoute. L'apport de $^{238}U$ par altération des sols varie de 4,3 $MBq.km^{-2}.a^{-1}$ (0,11 $mCi.km^{-2}.a^{-1}$), dans le bassin versant de la rivière Liard, à 0,082 $MBq.km^{-2}.a^{-1}$ (2,2 $\mu Ci.km^{-2}.a^{-1}$), dans le bassin versant du fleuve Saint-Laurent. L'apport de radium 226 varie de 3,3 $MBq.km^{-2}.a^{-1}$ (0,09 $mCi.km^{-2}.a^{-1}$), dans la rivière des Outaouais, à 0,1 $MBq.km^{-2}.a^{-1}$ (0,003 $mCi.km^{-2}.a^{-1}$), dans un petit bassin versant expérimental situé sur la côte ouest de la baie d'Hudson, au nord de Chesterfield Inlet; ces deux bassins versants sont situés dans le bouclier canadien.

Il existe peu de données sur le thorium, le $^{210}Pb$ ou le $^{210}Po$ relatives aux bassins versants canadiens dont l'hydrologie est à l'étude; d'ailleurs leur apport annuel n'est pas connu. Benninger (1978) a évalué sommairement la quantité de $^{210}Pb$ présente dans le ruissellement des tributaires du Long Island Sound; ses données indiquent un apport annuel depuis la terre vers la mer de ≈ 1,9 $MBq.km^{-2}.a^{-1}$ (0,05 $mCi.km^{-2}.a^{-1}$). Les données de Lewis (1976) indiquent qu'à peu près tout le $^{210}Pb$ de provenance atmosphérique dans le voisinage de la rivière Susquehanna est retenu par le sol de son bassin versant et par les croûtes d'oxydes de manganèse et de fer recouvrant les sédiments du lit. La radioactivité du plomb-210 dans l'eau de pluie est d'habitude beaucoup plus élevée que dans les eaux superficielles. A Ottawa, l'eau de pluie contient de 0,1 à 0,4 $Bq.L^{-1}$ (de 3 à 10 $pCi.L^{-1}$) de $^{210}Pb$ (Jaworowski 1969), alors que la sédimentation atmosphérique de $^{210}Pb$ à New Haven (Connecticut) variait de 0,010 à 0,015 $Bq.cm^{-2}.a^{-1}$ (0,3-0,4 $pCi.cm^{-2}.a^{-1}$) entre 1973 et 1976 (Benninger 1978). On croit que le déplacement de $^{222}Rn$ depuis la surface terrestre vers l'atmosphère et la production et la sédimentation ultérieures de $^{210}Pb$, de $^{210}Bi$ et de $^{210}Po$ dépendent de l'abondance de $^{226}Ra$ dans le sol et la roche de fond, de la porosité du sol, des précipitations et de la proximité de masses océaniques ou de calottes glaciaires pauvres en $^{226}Ra$ (Turekian et al. 1977). On s'attendrait donc à ce que le déplacement de radon-222 de la terre vers l'atmosphère et les retombées atmosphériques de $^{210}Pb$ et de $^{210}Po$ soient plus fortes dans le centre sud du Canada que dans les régions côtières ou arctiques.

Les données limitées du Tableau 3-6 montrent que, au Canada l'apport atmosphérique de $^{210}Pb$ excédentaire dans les sédiments lacustres varie peu entre 49° et 74° de latitude nord, toutes les valeurs étant comprise entre 0,1 et 2 atomes $cm^{-2}.s^{-1}$ (30-630 $Bq.m^{-2}.a^{-1}$ (0,8-17 $nCi.m^{-2}.a^{-1}$)). Le calcul des retombées atmosphériques de $^{210}Pb$ basé sur l'intégration sur la profondeur du $^{210}Pb$ excédentaire dans les sédiments lacustres et dans le sol comporte de nombreuses sources d'erreurs, dont les principales sont probablement l'érosion des sédiments, la redistribution et le transport avec les sédiments vers les profondeurs maxima du bassin lacustre. Krishnaswami et Lal (1978), Robbins (1978), ainsi que Turekian et al. (1977) fournissent des données semblables à celles du Tableau 3-6, qui sont surtout d'origine canadienne.

Tableau 3-6. Apport atmosphérique de $^{210}Pb$ aux sédiments lacustres[α].

| Endroit | Description et latitude | Apport de $^{210}Pb$ (atomes $cm^{-2}.s^{-1}$)[β] | Référence |
|---|---|---|---|
| Fayetteville Green Lake, New York | Sédiments lacustres à varves, 43°N | 0,9 ± 25% | Brunskill 1981 |
| Lac Memphrémagog, Québec | Sédiments de lacs peu profonds, 45°N | 0.65 | Flett 1980 |
| Lacs Matagami and Quévillon, Québec | Sédiments de lacs peu profonds, 49°N | 0,05 - 0,43 | Durham and Joshi 1980 |
| Zone des lacs expérimentaux, Ontario (moyenne de trois lacs) | Sédiments de lacs profonds, 49°20'N | 0.29 | Kipphut 1978 |
| Lac Winnipeg, Manitoba | Sédiments lacustres, 51°N | 0,2 - 0,6 | Brunskill 1981 |
| Lac Supérieur | Sédiments lacustres, 47°N | 0,22 | Bruland et al. 1975 |
| Lac Huron | Sédiments de lacs profonds, 43°N | 1,1 | Robbins et al. 1977 |
| Lac Michigan | Sédiments de lacs profonds, 43°N | 0,35 | Robbins and Edgington 1975 |
| Lac Érie | Sédiments de bassins profonds, 42°N | 0,3 - 2,0 | Farmer 1978 |
| Lac Érie | Sédiments de bassins profonds, 42°N | 1 - 2,7 | Robbins et al. 1978 |
| Lac Ontario | Sédiments de la baie de Quinte, 42°N | 0,31 | Kipphut 1978 |
| Lac Ontario | Sédiments profonds, 42°N | 0,7 - 1,2 | Robbins et al. 1978 |
| Lac Reindeer, Saskatchewan | Sédiments de lac profond, 57°N | 0,15 | Kipphut 1978 |
| Lac sud des Indiens, Manitoba | Sédiments de lac profond, 57°N | 0,43 | Brunskill and Hecky 1980 |
| Saqvaqjuac, Territoires du Nord-Quest | Sédiments profonds d'un petit lac, 64°N | 0,21 - 0,26 | Brunskill 1981 |
| Lac Char, Île Cornwallis, Territoires du Nord-Ouest | Sédiments profonds d'un petit lac, 74°N | 0,05 | Kipphut 1978 |
| Groenland | Échantillons de glacier prélevé par carottage, 75°N | 0,06 | Windom 1969 |

α $^{210}Pb$ atmosphérique = $\Sigma^{210}Pb$ - $^{226}Ra$ dans l'échantillon de sédiment.

β Pour transformer des atomes.$cm^{-2}.s^{-1}$ en $Bq.m^{-2}.a^{-1}$, multiplier par 312.

### 3.4.2 RETOMBÉES DES ESSAIS NUCLÉAIRES ET DÉCHETS DES RÉACTEURS NUCLÉAIRES

On traite à la Section 2.2.1 de la distribution dans le temps et des quantités annuelles de retombées sur les terres et les plans d'eau canadiens dues aux essais d'armes nucléaires. Ces nombreux radionuclides introduits dans l'écosystème mondial (particulièrement entre 1956 et 1965) continuent de fournir des renseignements de grande valeur scientifique. Il existe un ensemble important de données relatives aux $^{3}H$, au $^{14}C$ et au $^{90}Sr$, mais on en possède moins en ce qui concerne les radioisotopes du césium, du plutonium, de l'américium et du neptunium dont la période est plus longue. Il ne semble pas y avoir de dossier complet sur les retombées canadiennes de radionuclides spécifiques pour la période allant de 1950 jusqu'à maintenant, bien que des mesures aient été faites sur des périodes plus courtes (voir par exemple le Tableau 3-9 et la Section 3.4.2.4). L'extrapolation à partir de tous les réseaux de données (UNSCEAR 1977) indique que l'importance des retombées intégrées sur le temps par unité de surface du sol devrait être maximale à 40-50° de latitude nord (3,1 GBq (85 mCi) de $^{90}Sr.km^{-2}$) et devrait diminuer dans les régions polaires (< 740 MBq (20 mCi) de $^{90}Sr.km^{-2}$). Les nucléides hydrosolubles ($^{3}H$, $^{14}C$, $^{90}Sr$) ont pénétré dans les cycles hydrologiques et ils s'éliminent présentement des réservoirs de stockage alors que les nucléides beaucoup moins solubles ($^{137}Cs$, $^{239+240}Pu$, $^{241}Am$) sont en grande partie fixés aux particules de sol et de sédiments lacustres.

#### 3.4.2.1 Tritium

Brown (1961, 1970) a rapporté des données relatives au $^{3}H$ pour les précipitations à Ottawa ainsi que pour un certain nombre d'eaux fluviales canadiennes. Il a conçu un modèle adapté à ces données, indiquant que la décharge de la rivière des Outaouais contenait environ le tiers de l'apport annuel de $^{3}H$, les deux autres tiers étant retenus dans les réservoirs de stockage ou perdus par évaporation et désintégration. Brown (1961) a estimé par déduction que le taux de dépôt du $^{3}H$ avant l'ère atomique était de 1,3 ± 0,1 $atome.cm^{-2}.s^{-1}$ pour la région d'Ottawa. Brown (1970) a trouvé que la rétention et le rejet dans les bassins versants du Fraser, du Mackenzie, du Nelson, de l'Outaouais, du Saguenay et du St-Laurent du $^{3}H$ provenant des essais nucléaires variaient beacoup, apparemment en fonction de l'importance du stockage de l'eau de surface et souterraine, de la fréquence de renouvellement des lacs, du climat et de la proximité des zones côtières.

Gorham et Hofstetter (1971) ont étudié la distribution du $^{3}H$ dans les tourbières et les sédiments lacustres du nord du Minnesota (semblable en grande partie à l'ouest et au nord de l'Ontario), et ils ont trouvé de très petites quantités de $^{3}H$ provenant des essais nucéaires, à une profondeur de 3-4 m dans la tourbe et les sédiments.

Ils ont constaté que les tourbières ne retenaient pas l'eau à teneur élevée en $^{3}H$ des décennies précédents et que la plupart du $^{3}H$ provenant des précipitations de l'année en cours était rapidement éliminé par ruissellement et évaporation. Ces auteurs ont trouvé que l'activité du $^{3}H$ provenant des essais nucléaires était de 50-60 $Bq.L^{-1}$ (1,4-1,6 $nCi.L^{-1}$) (400-500 U.T.) à la surface des sédiments lacustres (en 1969-1970) et de 2-4 $Bq.L^{-1}$ (0,05-0,1 $nCi.L^{-1}$) (15-30 U.T.) à une profondeur de 2-3 m dans des carottes de sédiment. Cette activité provient probablement de la diffusion jusque dans des sédiments ayant ≈ 2000 ans d'existence de $^{3}H$ moléculaire provenant des essais nucléaires. McMahon (1964) a montré qu'il y a dispersion rapide et uniforme dans le lac Perch (Ontario) du $^{3}H$ contenu dans les déchets de réacteurs (voir Section 3.4.2.5). Torgersen et al. (1977) ont utilisé les rapports $^{3}H$:$^{3}He$ pour calculer l'âge des masses d'eau dans les Grands Lacs du St-Laurent.

Grisak et Jackson (1978), Merritt (1962), Parsons (1962) ainsi que Pickens et al. (1981) ont étudié le déplacement des radionuclides provenant des eaux souterraines de la région du lac Perch (Ontario) (Section 3.4.2.5), et ils ont indiqué que le $^{3}H$, le $^{131}I$, le $^{35}S$ et le $^{103+106}Ru$ se déplaçaient jusque dans le lac Perch et la rivière des Outaouais preque à la même vitesse que les eaux souterraines. Ces études laissent entendre que les petits écosystèmes aquatiques qui se renouvellent rapidement sont débarrassés plutôt rapidement des retombées de nucléides hydrosolubles, mais que les grands lacs qui se renouvellent lentement et les eaux souterraines dont l'écoulement est lent peuvent retenir une plus grande quantité de nucléides provenant des retombées des années précédentes.

L'Institut national de recherche sur les eaux surveille les concentrations de radionuclides dans les Grands Lacs depuis 1973. Les concentrations moyennes pour 1981 de $^{3}H$, de $^{90}Sr$ et de $^{137}Cs$ dans les Grands Lacs sont données au Tableau 3-7. L'activité due au $^{3}H$ était plus élevée dans le lac Ontario, probablement à cause du rejet continu de $^{3}H$ par le centrale nucléaire de Pickering située sur la rive nord du bassin (Durham et al. 1982).

### 3.4.2.2 Strontium 90

La sédimentation annuelle du $^{90}Sr$ dans l'hémisphère nord pour la période 1958-1975 est traitée dans le rapport de l'UNSCEAR (1977). Entre 1970 et 1973, la sédimentation dans l'hémisphère nord a diminué brusquement, et les valeurs de 1973 furent les plus petites enregistrées depuis que de telles mesures sont effectuées.

Le déplacement du strontium 90 ainsi que celui du $^{14}C$, un autre nucléide relativement hydrosoluble provenant des retombées des essais nucléaires, a été suivi dans les écosystèmes d'eau de mer et d'eau douce (Lerman 1972; Wahlgren et Marshall 1975; Kupferman et al.

1979; Stuiver 1980); en général, ces radionuclides semblent être éliminés des lacs, des fleuves et des rivières à un taux proportionnel à la fréquence de renouvellement de l'eau. Lerman (1972) ainsi que Wahlgren et Marshall (1975) ont trouvé moins de 2% du $^{90}Sr$ initial dans les sédiments des Grands Lacs du St-Laurent, ce qui indique que le $^{90}Sr$ avait été eliminé à un taux proportionnel au débit de décharge. Lerman (1972), Lerman et Taniguchi (1973) et Ophel (1973) ont fourni des données sur la pénétration du $^{90}Sr$ dans les sédiments lacustres. Ces auteurs ont trouvé que la distribution du $^{90}Sr$ dans des carottes de sédiments était celle prévue par la diffusion du $^{90}Sr$ dans l'eau interstitielle des sédiments. Grisak et Jackson (1978) ainsi que Jackson et Inch (1980) ont résumé le taux de déplacement du $^{106}Ru$ et du $^{90}Sr$ (déchets d'un réacteur) avec les eaux souterraines dans les tills sablonneux du lac Perch (Ontario) (voir Section 3.4.2.5). Ils ont trouvé que le $^{106+103}Ru$ se déplaçaient rapidement avec l'eau, alors que le $^{90}Sr$ était ralenti par des réactions sédiments-eau jusqu'à environ 3% du débit. Dans le bassin versant de la rivière Winnipeg, 19% (activité de 53 TBq, soit 1,4 kCi) des retombées de $^{90}Sr$ provenant des essais nucléaires, dont l'activité initiale était de 280 TBq (7,5 kCi), ont été transportées ailleurs par les eaux (Acres 1980; voir Tableau 3-10, Section 3.4.2.6).

On a mesuré les concentrations de $^{90}Sr$ dans les eaux de plusieurs lacs canadiens (Tableau 3-7; voir aussi Tableaux 3-13 et 3-14). Les autres radionuclides hydrosolubles n'ont guère été étudiés dans les conditions environnementales canadiennes.

### 3.4.2.3 Césium 137

Parmi les radionuclides moins solubles provenant des retombées nucléaires, seuls le $^{137}Cs$ et le $^{239+240}Pu$ ont été étudiés dans les écosystèmes aquatiques canadiens. L'importance et le rythme des retombées atmosphériques de $^{137}Cs$ variaient beaucoup en terre candienne (Tableau 3-8). En 1963-1964, les taux maxima d'apport de $^{137}Cs$ variaient de 74-220 MBq (2-6 mCi) par $km^{-2}$ à Thulé (Groenland) et à Nome (Alaska) à 1,0-1,3 GBq (27-34 mCi) par $km^{-2}$ à Terre-Neuve et dans le nord du Minnesota. Selon l'UNSCEAR (1977), on devrait s'attendre à une diminution supérieure à 50% du taux de retombées de $^{137}Cs$ entre 50° et 70-80° de latitude nord, mais il existe peu de données candiennes appuyant ce modèle. Le rapport de sédimentation $^{137}Cs$:$^{90}Sr$ est ≈ 1,6 (UNSCEAR 1977), alors que, à Moosonee (Ontario) (HASL 1977), le même rapport dans l'air de surface variait de 0,7 à 2,9. De 1962 à 1975 le rapport moyen $^{137}Cs$:$^{90}Sr$ était cependant de 1,65; il peut servir à produire des données relatives au $^{137}Cs$ à partir de données sur le $^{90}Sr$ qui est plus abondant.

Les concentrations de $^{137}Cs$ ont été mesurées dans les eaux de Grands Lacs et de plusieurs autres lacs canadiens (Tableau 3-7; voir aussi les Tableaux 3-13 et 3-14). Durham et al. (1982) ont trouvé que

Tableau 3-7. Activité moyenne du $^{3}H$, du $^{137}Cs$ et du $^{90}Sr$ dans les Grands Lacs en 1981 (d'après Durham et al. 1982).

| Lac | Activité ($Bq.L^{-1}$)[α] | | |
|---|---|---|---|
| | $^{3}H$ | $^{137}Cs$ | $^{90}Sr$ |
| Supérieur | 6,2 ± 2,8 | 0,0017 ± 0,0002 | 0,015 ± 0,002 |
| Michigan | 6,7 ± 2,8 | 0,0014 ± 0,0002 | 0,020 ± 0,004 |
| Huron | 9,8 ± 2,8 | 0,0013 ± 0,0002 | 0,025 ± 0,002 |
| Érié | 8,5 ± 2,8 | 0,000 74 ± 0,0002 | 0,022 ± 0,003 |
| Ontario | 13,6 ± 2,8 | 0,000 96 ± 0,0002 | 0,026 ± 0,007 |

[α] 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm).

Tableau 3-H. Retombées annuelles de $^{137}Cs$ dans le nord de l'Amérique du Nord entre 1959 et 1976[a].

| Année | New York, New York (40°40' de lat. N) | Terre-Neuve, Canada (48°32' de lat. N) | Terre-Neuve, Canada (53°19' de lat. N) | Thulé, Groenland (76°35' de lat. N) | Moosonee, Canada (51°16' de lat. N) | Pinawa, Manitoba (51°02' de lat. N) | International Falls, Minnesota (48°34' de lat. N) | Williston, Dakota du Nord (48°10' de lat. N) | Helena, Montana (46°36' de lat. N) | Argonne, Illinois (41°42' de lat. N) | Seattle, Washington (47°35' de lat. N) | Cold Bay, Alaska (55°12' de lat. N) | Juneau, Alaska (58°22' de lat. N) | Anchorage, Alaska (61°10' de lat. N) | Nome, Alaska (64°30' de lat. N) | Fairbanks, Alaska (64°49' de lat. N) | Barrow, Alaska (71°16' de lat. N) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1954 | 89,9 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1955 | 119 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1956 | 151 | | | | | | | | | 2 | | | | | | | |
| 1957 | 155 | | | | | | | | | 78,1 | | | | | | | |
| 1958 | 220 | | | | | | | | | 172 | 85,5 | | | | | | |
| 1959 | 317 | 13 | 2 | 2 | | | 149 | 80,7 | 103 | 161 | 254 | 161 | 160 | 75,9 | | | 24 |
| 1960 | 59,2 | 36 | 19 | 19 | | | 34 | 29 | 23 | 40,7 | 51,1 | 25 | 60,3 | 19 | 12 | 16 | 20 |
| 1961 | 92,9 | 61 | 13 | 23 | | | 70,7 | 40,0 | 27 | 83,6 | 94,4 | 32 | 98,8 | 41,1 | 15 | 22 | 19 |
| 1962 | 482,9 | 299 | 179 | 25 | | | 315 | 233 | 250 | 270 | 328 | 188 | 316 | 151 | 117 | 144 | 71,6 |
| 1963 | 953,5 | 608,7 | 637,9 | 174 | 553,9 | | 890,6 | 247 | 423,7 | 593,9 | 614,2 | 483,6 | 649,4 | 388,1 | 35 | 154 | 28 |
| 1964 | 650,1 | 381,8 | 7,8 | 59,9 | 445,5 | 443,6 | 564 | 229 | 291 | 461,8 | 467,3 | 317 | 560,6 | 174 | 44,8 | 136 | 26 |
| 1965 | 232 | 87,3 | | 42,9 | 134 | 214 | 191 | 146 | 190 | 178 | 153 | 147 | 220 | 75,5 | 6,5 | 48,2 | 13 |
| 1966 | 104 | 3 | | 16 | 31 | 87,3 | 58,1 | 53,3 | 42,6 | 61,1 | 88,8 | 24 | 92,9 | 27 | 1,7 | 23 | 22 |
| 1967 | 72,2 | 0,1[b] | | 6,9 | 27 | 66,8 | 37,7 | 22 | 28 | 51,4 | 40,3 | 16 | 31 | 23 | 10 | 16 | 12 |
| 1968 | 59,2 | | | 5,9 | 54,4 | 154 | 34,2 | 31 | 14 | 44,0 | 54,8 | 26 | 37,7 | 19 | 7,8 | 13 | 2 |
| 1969 | 65,9 | | | 4,1 | 46,6 | 125 | 43,7 | 36 | 25 | 52,9 | 37 | 26 | 36 | 11 | 15 | 20 | 0,4 |
| 1970 | 69,6 | | | 5,9 | 54,0 | 96,7 | 53,3 | 58,8 | 43,7 | 79,2 | 41,1 | 41,4 | 72,9 | 28 | 12 | 25 | 0,6 |
| 1971 | 88,1 | | | 10 | 52,9 | 81,4 | 77,7 | 70,2 | 42,9 | 65,5 | 60,3 | 29 | 41,4 | 31 | 14 | 13 | 3 |
| 1972 | 37,0 | | | 3 | 12 | 33 | 13 | 17 | 15 | 28 | 50,3 | 17 | 28 | 8,5 | 7,0 | 0,0 | 3 |
| 1973 | 21 | | | 3 | 5,6 | 41,3 | 10 | 4,1 | 4,4 | 15 | 9,6 | 3 | 5,6 | 2 | 1 | 2 | 0,0 |
| 1974 | 48,1 | | | 4,8 | 37 | 54,0 | 50,7 | 28 | 21 | 58,8 | 43,3 | 20 | 26 | 11 | 3,7 | 13 | |
| 1975 | 36 | | | 1 | 14 | 53,7 | 12 | 14 | 17 | 34 | 26 | 9,6 | 15 | 3 | 3 | 5,9 | |
| 1976 | 8,1 | | | 0,05 | 1 | 17 | 2 | 3 | 3,7 | 5,9 | 8,5 | 1 | 3 | 0,0 | 0,0 | 0,7 | |
| 1954 -1976[c] | 4112 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1959 -1976[c] | 3377 | | | 411 | | | 2412 | 1450 | 1545 | 2275 | 2422 | 1647 | 2454 | 1088 | | | |
| 1960 -1964[c] | 2239 | 1387 | 857 | 301 | | | 1674 | 878 | 1015 | 1440 | 1555 | 1046 | 1695 | 773 | 224 | 672 | 161 |
| 1963 -1964[c] | 1604 | 991 | 646 | 234 | 999 | | 1755 | 576 | 715 | 1046 | 1082 | 801 | 1210 | 562 | 798 | 490 | 90 |

[a] Les données ont été calculées à partir des retombées de $^{90}Sr$ rapportées dans NAST (1977), en se servant du facteur de conversion $^{137}Cs = 1,6 \times {}^{90}Sr$. Les données relatives au $^{137}Cs$ ont été corrigées pour tenir compte de la désintégration entre le moment des retombées et 1980.

[b] 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm).

[c] Les données relatives au $^{137}Cs$ provenant de mesures sont le résultat de mesures directes; elles n'ont pas été calculées à partir de celles sur le $^{90}Sr$.

[d] Aucune donnée disponible.

[e] Intégration des retombées de $^{137}Cs$ sur les années mentionnées.

la concentration de $^{137}Cs$ était plus élevée dans le lac Supérieur et plus faible dans le lac Érié à cause du plus grand apport de particules sédimentaires dans ce dernier (Tableau 3-7).

Le $^{137}Cs$ provenant des retombées nucléaires serait lié solidement aux particules de sol et de sédiments, particulièrement à l'illite ou aux minéraux argileux provenant de micas (Francis et Brinkley 1976), alors que le $^{90}Sr$ semble être plus mobile en solution. Svoboda et Taylor (1979) ont mesuré l'activité du $^{137}Cs$ dans des plantes desséchées, des sédiments lacustres organiques et des sols à divers endroits de l'Arctique canadien. On a observé des niveaux élevées de $^{137}Cs$ dans les sédiments organiques fins prélevés dans un lac oligotrophe du haut Arctique.

### 3.4.2.4 Bilan pour le bassin versant de la rivière Winnipeg

Une étude des retombées de $^{137}Cs$ et de $^{90}Sr$ dans les précipitations et le ruissellement du bassin versant de la rivière Winnipeg, effectuée avec les données fournies par Guthrie et Acres (1980), illustre les différences de comportement de ces deux nucléides.

La rivière Winnipeg draine à peu près 126 400 $km^2$ des minces podzols recouvrant le bouclier canadien dans la forêt boréale de la zone tempérée du sud-est du Manitoba et de l'ouest de l'Ontario. Une précipitation totale moyenne de 614 $mm.a^{-1}$ ainsi que de nombreux lacs petits ou moyens du bassin versant provoquent une décharge d'eau allant de 25 à 50 $km^3.a^{-1}$, avec une légère pointe en juillet et en août. De novembre à mars, la plus grande partie de la décharge de la rivière Winnipeg doit venir du stockage lacustre, vu que les petits cours d'eau et les précipitations sont gelés. On dispose de relevées partiels pour les quantités de $^{90}Sr$ présent dans les précipitations à Moosonee (Ontario) et à International Falls, (Minnesota) (HASL 1977; 1980), situés respectivement à l'est et au sud du bassin versant de la rivière Winnipeg. Les mesures non publiées relatives au $^{137}Cs$ et au $^{90}Sr$ présents dans les précipitations à Pinawa (Manitoba) entre 1964 et 1980 concordent bien avec les données de l'HASL (retombées de $^{90}Sr$ à Moosonee = 784 $MBq.km^{-2}$ (21,2 $mCi.km^{-2}$), à International Falls = 810 $MBq.km^{-2}$ (21,9 $mCi.km^{-2}$) et à Pinawa = 1,25 $GBq.km^{-2}$ (33,7 $mCi.km^{-2}$), toutes pour la même période allant de 1964 à 1980). Les données apparaissant aux Tableaux 3-9 et 3-10 indiquent que le bassin versant de la rivière Winnipeg a reçu plus de 276 TBq (7,47 kCi) de $^{90}Sr$ et plus de 457 TBq (12,4 kCi) de $^{137}Cs$ (aucune donnée sur les retombées de 1950-1959 n'a été recueillie), et que l'apport le plus important de ces nucléides (et des autres nucléides présents dans les retombées provenant des essais) s'est fait entre 1962 à 1964.

L'activité du $^{90}Sr$ dans les eaux de la rivière Winnipeg (Figure 3-4) était maximale (0,1-0,2 $Bq.L^{-1}$ (4-6 $pCi.L^{-1}$)) de 1963 à 1966, et allait en diminuant jusqu'à ≈ 0,04 $Bq.L^{-1}$ (1 $pCi.L^{-1}$) entre

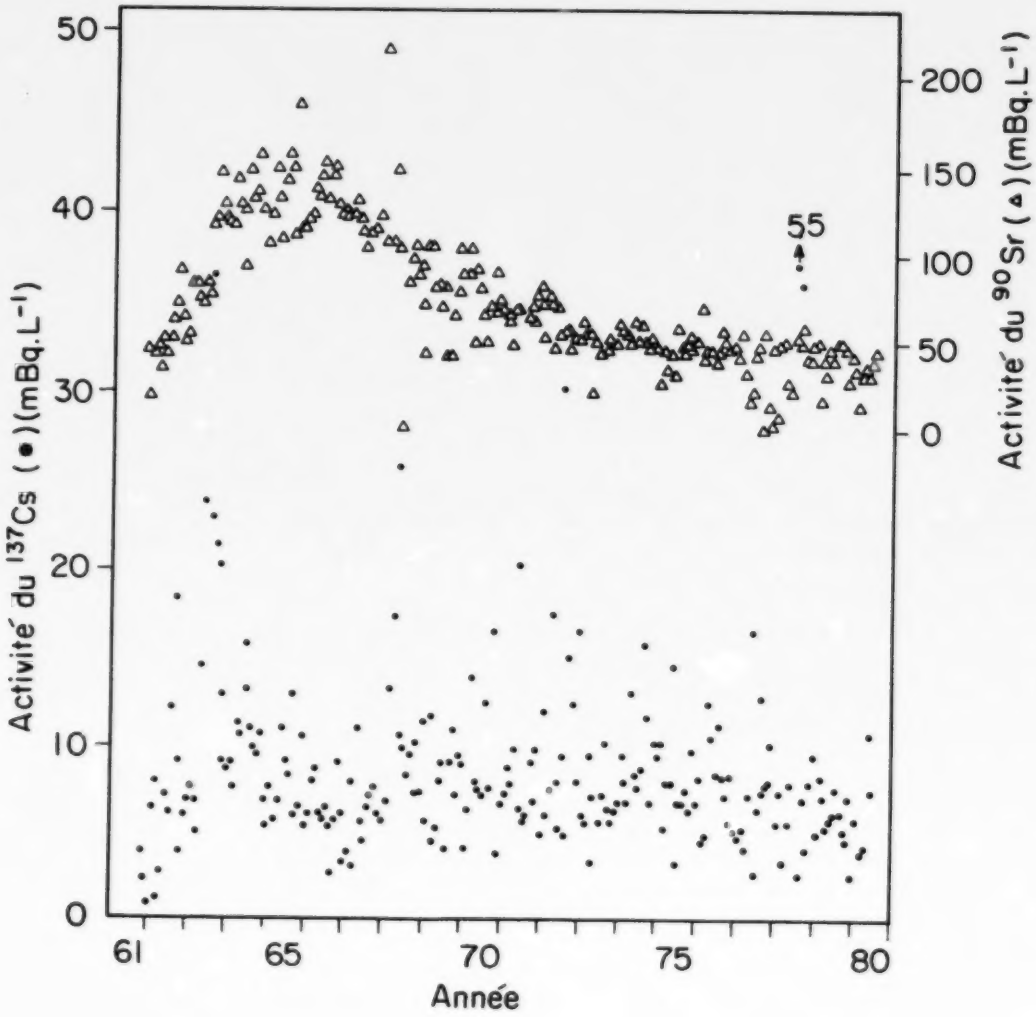



Figure 3-4. Activité de $^{90}Sr$ et du $^{137}Cs$ dans la rivière Winnipeg en amont de Pinawa (Manitoba) (d'après des données de Guthrie et Acres 1980).

1975 et 1980. À Pinawa et à International Falls (Figures 3-5a et b), l'activité du $^{90}Sr$ dans les eaux de pluie variait de 0,2 à 19 $Bq.L^{-1}$ (5-510 $pCi.L^{-1}$) pendant la période 1963-1966 et de 0,007 à 0,3 $Bq.L^{-1}$ (0,2-8 $pCi.L^{-1}$) pendant la période 1975-1980. Pendant la période des retombées maximums de $^{90}Sr$ (1963), l'activité de cet isotope était beaucoup moindre dans les eaux fluviales que dans les eaux de pluie, alors qu'au cours de ces dernières années (1970-1980), l'activité du $^{90}Sr$ était à peu près la même dans les eaux de ruissellement que dans les eaux de pluie. L'écoulement de $^{90}Sr$ hors du bassin versant (Figure 3-6) était maximum en 1966, trois ans après la période des retombées maximums. Comme la valeur maximum du temps de séjour moyen de l'eau dans le bassin versant de la rivière Winnipeg semble être inférieure à deux ans, le décalage entre les retombées (Figure 3-6) et l'écoulement (Figure 3-7) du $^{90}Sr$ peut représenter le temps de séjour de cet isotope dans le sol, les cours d'eau et les lacs de ce bassin versant. Les principaux réservoirs aquatiques de $^{90}Sr$ dans le bassin versant sont le lac des Bois, le lac à la Pluie (Rainy Lake) et le lac Seul, où le temps de séjour de l'eau est probablement dans tous les cas inférieure à deux ans. On a observé que l'activité du $^{90}Sr$ par volume unitaire ne change pas beaucoup en été ou en hiver dans les eaux fluviales (Figure 3-4); le ruissellement provenant de la fonte des neiges et de la pluie doit entraîner à peu près les mêmes quantités de $^{90}Sr$ que celles présentes dans les lacs. En plus de la décharge maximale de $^{90}Sr$ en 1963-1966, on a observé dans la rivière des petites pointes en 1968, 1974 et 1978 (Figure 3-7). Les faibles quantités de $^{90}Sr$ dans les rivières durant 1966-1967, 1973 et 1977 semblent être reliées aux faibles débits d'eau durant ces années-là (Figures 3-6, 3-8 et 3-9). L'écoulement fluvial hors du bassin versant draine lentement le réservoir du $^{90}Sr$ qui s'y trouve encore (Tableau 3-9), mais cet écoulement s'approche de plus en plus de zéro (Figure 3-6) alors qu'il reste encore dans le bassin versant quelque 55% des retombées de $^{90}Sr$, après correction pour tenir compte de la désintégration. Les taux de retombées récentes de $^{90}Sr$ correspondent presque aux taux d'écoulement fluvial pour 1978-1980. Cela laisse entendre que les 151 TBq (4,09 kCi) de $^{90}Sr$ restant dans le bassin versant en 1980 (1,2 $GBq.km^{-2}$ (32 $mCi.km^{-2}$)) sont plus fortement liés au sol et aux sédiments que ne l'était le $^{90}Sr$ pendant les premières années de ruissellement. Pendant la période allant de 1959 à 1980, 26% du $^{90}Sr$ a été perdu par désintégration et 19% a été entraîné avec les eaux fluviales (Tableau 3-10).

La Figure 3-4 illustre l'activité du $^{137}Cs$ dans la décharge de la rivière Winnipeg. La plupart des valeurs sont comprises entre 0,004 et 0,01 $Bq.L^{-1}$ (0,1 et 0,3 $pCi.L^{-1}$), avec quelques valeurs élevées (0,02-0,059 $Bq.L^{-1}$ (0,06-1,6 $pCi.L^{-1}$)) en 1963, en 1968 et en 1978. À Pinawa, durant la période 1962-1964, l'activité du $^{137}Cs$ dans les eaux de pluie était ≈ 2,2 et 4,1 $Bq.L^{-1}$ (60-112 $pCi.L^{-1}$), et durant la période 1970-1980, elle était de 0,04-0,3 $Bq.L^{-1}$ (1-8 $pCi.L^{-1}$). L'écoulement du $^{137}Cs$ hors du bassin versant est, au moins en partie, régi par la décharge d'eau, vu que l'écoulement du $^{137}Cs$ était très faible au cours des années de faible ruissellement (1967, 1973 et 1977)

Tableau 3-9. Écoulement annuel de $^{137}Cs$ et de $^{90}Sr$ depuis le bassin versant de la rivière Winnipeg entre 1962 et 1979[α].

| Année | Retombées de $^{137}Cs$ sur le bassin versant[β] ($MBq.km^{-2}.a^{-1}$) | Transport[γ] de $^{137}Cs$ par la rivière Winnipeg depuis la bassin versant ($MBq.km^{-2}.a^{-1}$) | Accumulation nette de $^{137}Cs$ dans la bassin versant[δ] ($MBq.km^{-2}.a^{-1}$) | Retombées[β] de $^{90}Sr$ sur le bassin versant ($MBq.km^{-2}.a^{-1}$) | Transport[γ] de $^{90}Sr$ par la rivière Winnipeg ($MBq.km^{-2}.a^{-1}$) | Accumulation nette de $^{90}Sr$ dans la bassin versant[δ] ($MBq.km^{-2}.a^{-1}$) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1959 | 242 | (2,4) | (239) | 151 | (16) | (135) |
| 1960 | 53,3 | (2,4) | (284) | 33 | (16) | (149) |
| 1961 | 110 | (2,4) | (385) | 68,5 | (16) | (198) |
| 1962 | 474 | 2,1 | 851 | 297 | 16 | 474 |
| 1963 | 1070 | 3,92 | 1890 | 666 | 25 | 1110 |
| 1964 | 603 | 2,8 | 2450 | 374 | 36 | 1420 |
| 1965 | 256 | 2,5 | 2650 | 158 | 41,4 | 1500 |
| 1966 | 72,2 | 2,1 | 2660 | 51,1 | 47,0 | 1470 |
| 1967 | 59,9 | 1,1 | 2660 | 32 | 23 | 1440 |
| 1968 | 108 | 3,1 | 2700 | 61,4 | 26 | 1440 |
| 1969 | 92,1 | 2,6 | 2730 | 38,5 | 26 | 1420 |
| 1970 | 84,7 | 2,8 | 2750 | 50,7 | 25 | 1410 |
| 1971 | 87,0 | 2,7 | 2770 | 53,3 | 20 | 1410 |
| 1972 | 23 | 3,1 | 2730 | 14 | 16 | 1380 |
| 1973 | 22 | 1,3 | 2690 | 14 | 10 | 1350 |
| 1974 | 55,5 | 3,5 | 2680 | 31 | 19 | 1330 |
| 1975 | 3,0 | 2,1 | 2650 | 11 | 12 | 1300 |
| 1976 | 7,8 | 1,2 | 2590 | 15 | 6,7 | 1280 |
| 1977 | 69,6 | 1,1 | 2600 | 28 | 3,3 | 1270 |
| 1978 | 76,2 | 3,6 | 2620 | 28 | 14 | 1250 |
| 1979 | 22 | 1,4 | 2580 | 9,3 | 8,5 | 1220 |

Note: Ce bilan a été calculé à l'aide de données brutes sur des échantillons de précipitations fournis par Guthrie et Acres (1980). Des échantillons d'eau non filtrés ont été prélevés en amont de Pinawa (Manitoba), avant le barrage de Slave Falls. Les données concernant la décharge sont tirées de Water Survey of Canada (1959-1979). Le bassin versant de la rivière Winnipeg couvre 126 400 $km^2$.

α 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm).

β Le taux de retombée est la moyenne des données relatives au $^{90}Sr$ obtenus à International Falls (Minnesota), à Moosonee (Ontario), et à Pinawa (Manitoba) (HASL 1977 et 1980; Acres 1980). Les données relatives au $^{137}Cs$ ont été calculées à partir de données de l'HASL, d'après la formule: 1,6 x pCi $^{90}Sr$. Le $^{90}Sr$ ainsi que le $^{137}Cs$ ont été mesurés à la station de Pinawa.

γ Le transport par la rivière Winnipeg est calculé d'après des mesures mensuelles du $^{90}Sr$ et du $^{137}Cs$ dans des échantillons d'eau prélevés en amont de Pinawa, en multipliant par la décharge mensuelle d'eau, en faisant la somme pour l'année et en divisant par la surface du bassin versant de la rivière. Les parenthèses indiquent des valuers estimatives.

δ L'accumulation nette de $^{90}Sr$ et de $^{137}Cs$ dans le bassin versant a été calculée en défalquant des retombées accmulées, les quantités perdues par transport fluvial et par désintégration.

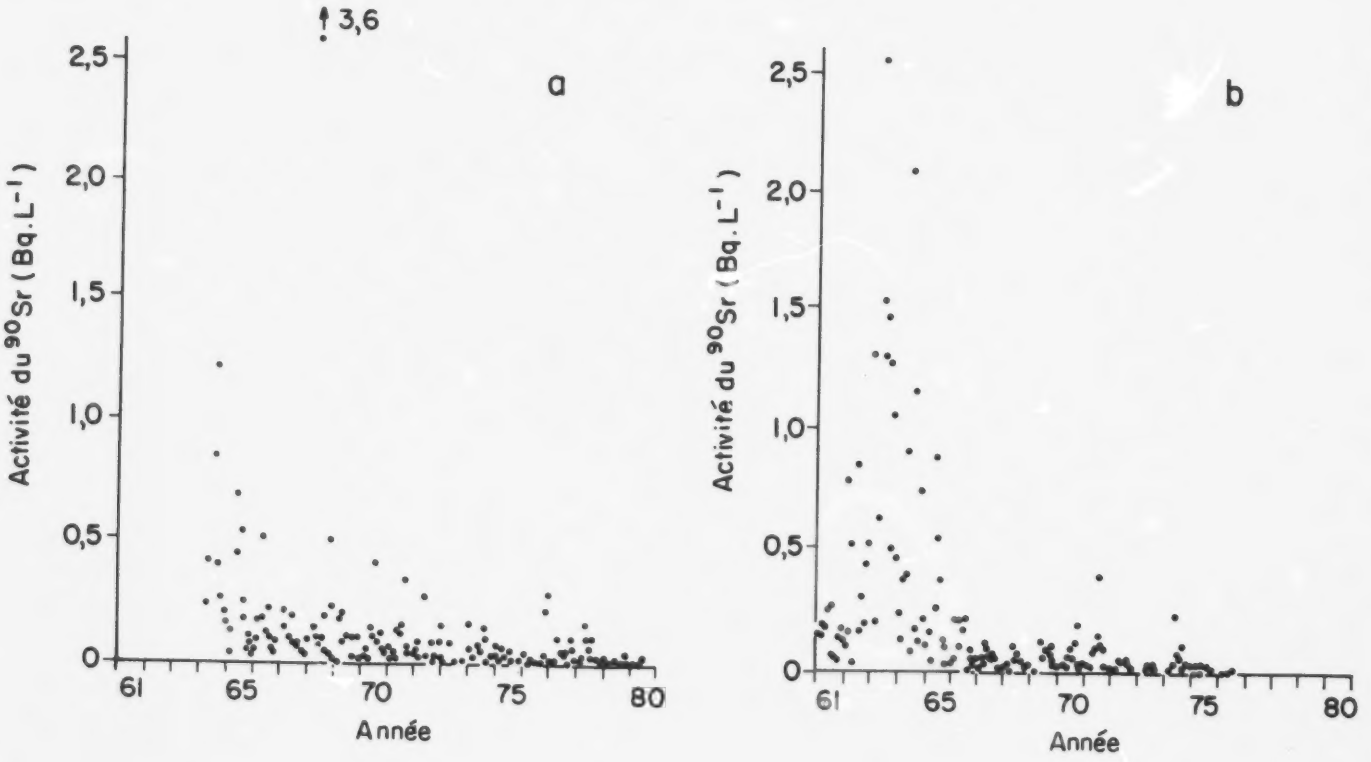



Figure 3-5. Activité du $^{90}Sr$ dans l'ensemble des précipitations (a) à Pinawa (Manitoba) (d'après des données de Guthrie et Acres 1980) et (b) à International Falls (Minnesota) (d'après HASL 1977 et 1980).

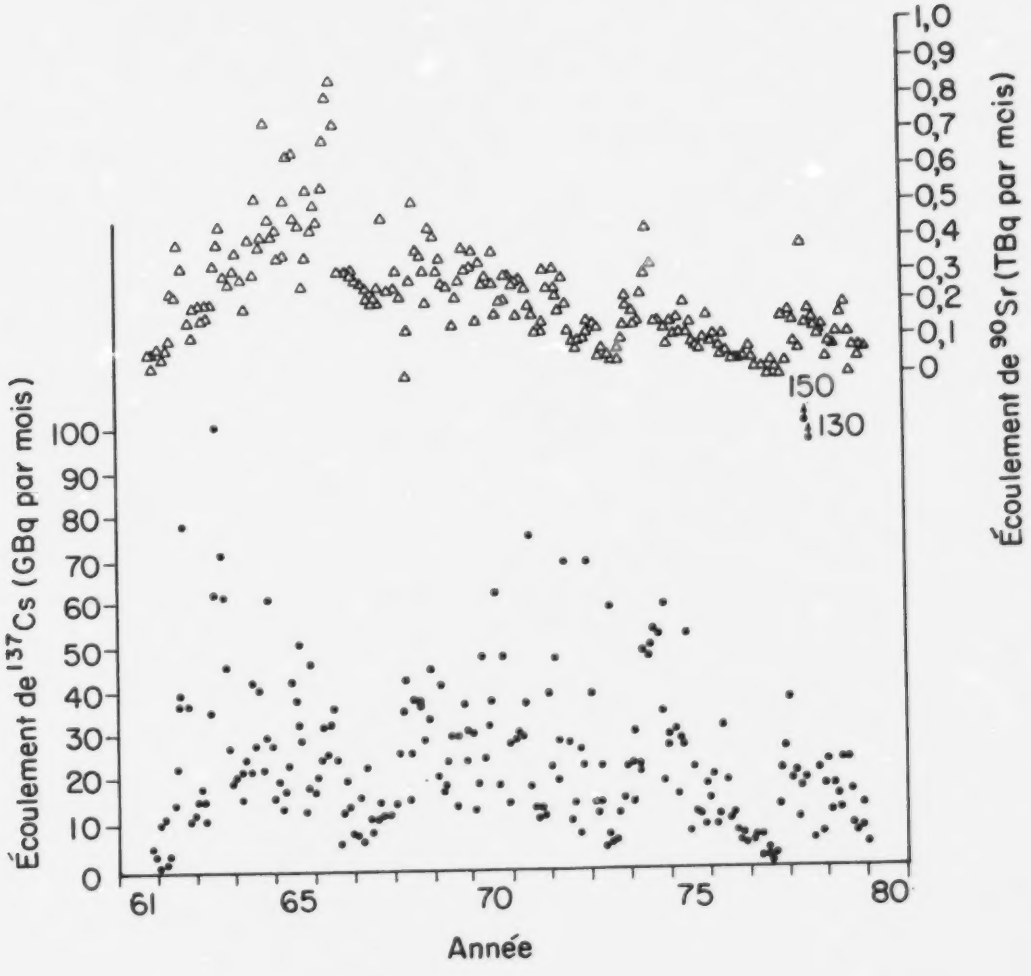



Figure 3-6. Écoulement mensuel de $^{90}$Sr et de $^{137}$Cs dans la rivière Winnipeg en amont de Pinawa (d'après des données de Guthrie et Acres 1980 et Water Survey of Canada 1977).

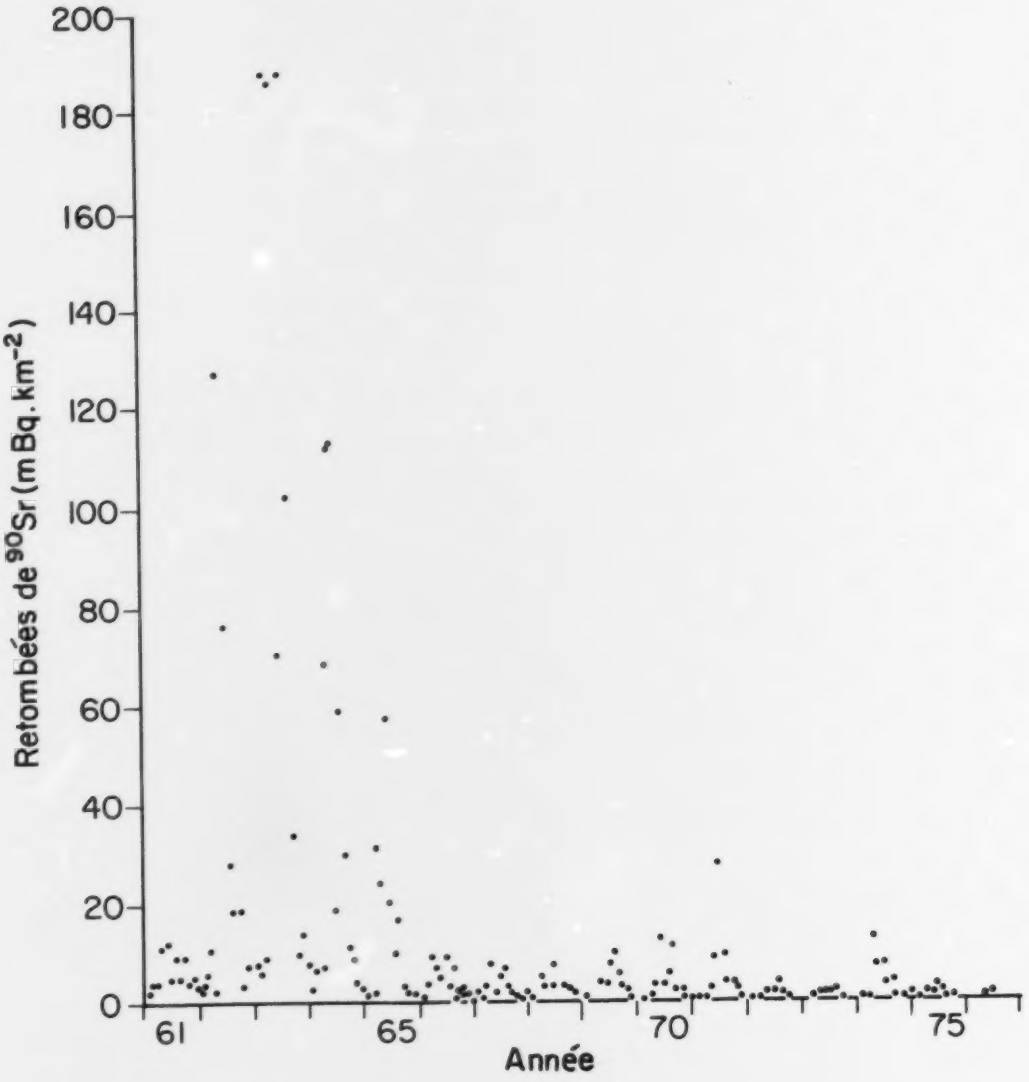



Figure 3-7. Retombées mensuelles de $^{90}Sr$ à International Falls (Minnesota) (tirées de HASL 1977 et 1980).

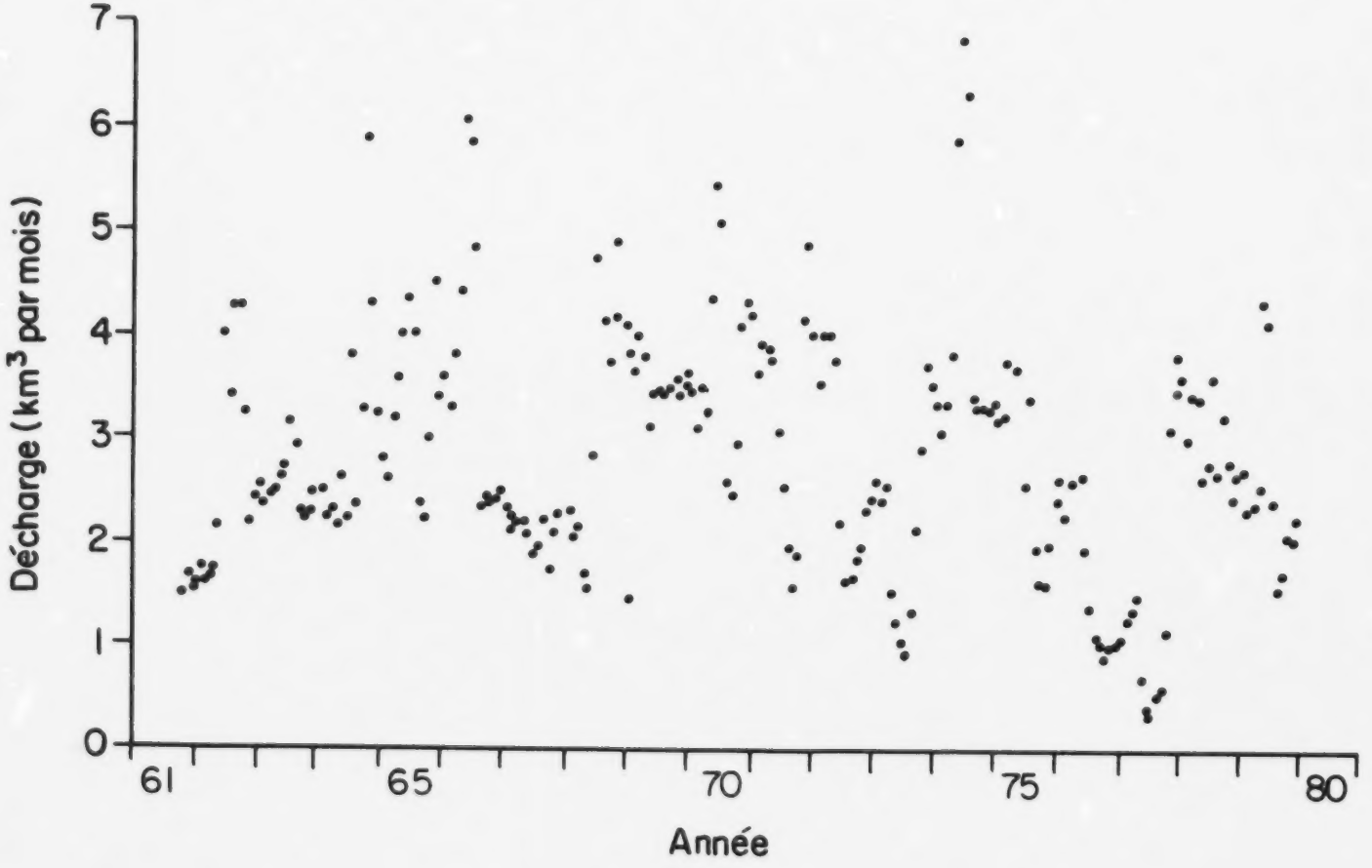



Figure 3-8. Décharge d'eau dans la rivière Winnipeg à Slave Falls (tiré de Water Survey of Canada 1977).

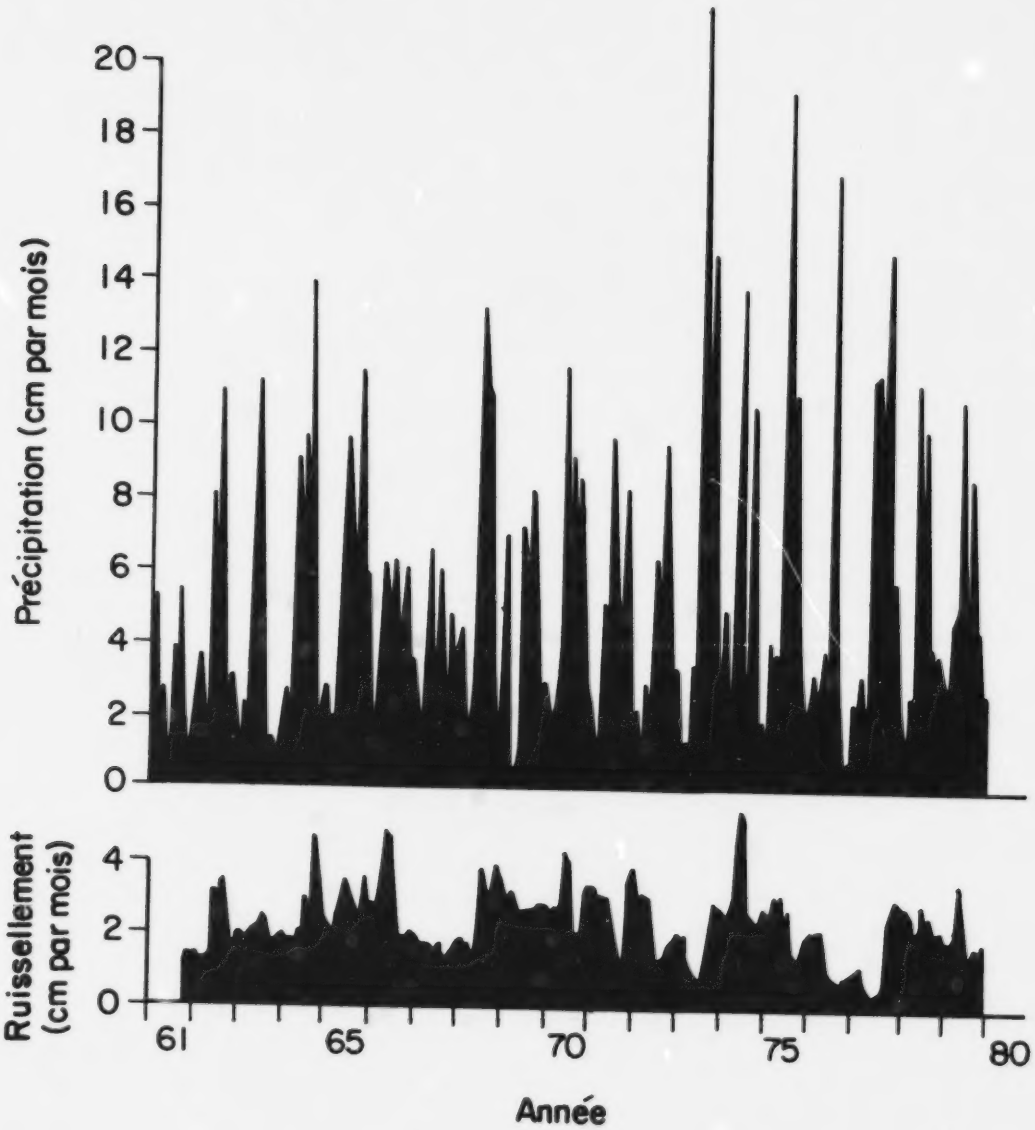



Figure 3-9. Précipitations à Pinawa (Manitoba) et ruissellement se jetant dans la rivière Winnipeg (tirées de Water Survey of Canada 1977).

(Figure 3-6 et 3-9). Brunskill et al. (1980) ont montré que la charge annuelle de sédiments en suspension dans la rivière Winnipeg était reliée à la décharge. On a tracé l'activité du $Cs^{137}$ en fonction de la décharge d'eau et l'on n'a trouvé aucune relation significative, ce qui laisse entendre que le transport de $^{137}Cs$ peut se faire en partie de façon autre qu'avec les particules en suspension. L'activité du $^{137}Cs$ dans les eaux de la rivière Winnipeg n'est manifestement pas reliée aux taux de retombées observés au cours de années (Figure 3-4, 3-5, 3-7). La rivière a charrié une petite partie (< 2%) du $^{137}Cs$ présent dans le bassin versant (Tableau 3-10), laissant la plus grande partie (70%) du $^{137}Cs$ dans le sol et les sédiments lacustres du bassin versant (≈ 320 TBq (8,6 kCi), soit environ 2,5 $GBq.km^{-2}$ (68 $mCi.km^{-2}$)). Les données relatives au $^{137}Cs$ de la rivière Winnipeg sont difficiles à interpréter et doivent être étudiées de façon plus approfondie. Le rapport $^{137}Cs:^{90}Sr$ dans les eaux de la rivière Winnipeg et dans les précipitations à Pinawa, est illustré à la Figure 3-10. Cet ensemble de données pour le $^{90}Sr$ et le $^{137}Cs$ indique que le bassin versant sera marqué pendant au moins 100 ans, même si les retombées s'arrêtaient en 1980. Salo et Voipio (1973) ont donné un bilan semblable pour un bassin versant du même genre en Finlande.

L'écoulement annuel de $^{137}Cs$ de la rivière Winnipeg s'ajoute aux eaux turbides du bassin sud du lac Winnipeg, où une bonne partie du $^{137}Cs$ venant de la rivière et des retombées atmosphériques directes est incorporée dans les sédiments lacustres. La somme de l'activité du $^{137}Cs$ dans douze carottes de sédiments prélevées dans le bassin sud du lac Winnipeg varie de 0,037 à 5,0 $kBq.m^{-2}$ (1-135 $nCi.m^{-2}$), l'isotope étant décelé à une profondeur de 15-30 cm dans les sédiments (Brunskill 1981). Les poissons du lac Winnipeg contiennant du $^{137}Cs$ à raison de 0,7-5 Bq (20-140 pCi) par kilogramme de masse humide (Elliot et al. 1981).

### 3.4.2.5 Bilan pour le bassin du lac Perch

On a étudié de façon très détaillée le déplacement du $^{137}Cs$ et du $^{90}Sr$ (ainsi que d'autres radionuclides) contenus dans les déchets des réacteurs nucléaires à travers les sables glaciaires du bassin du lac Perch, qui fait partie du bassin versant de la rivière des Outaouais (près de Chalk River, Ontario). Ces études ont fourni un ensemble important de données montrant les différentes de comportement entre le $^{137}Cs$ et le $^{90}Sr$ (voir Section 3.4.2.4).

Grisak et Jackson (1978) ainsi que Jackson et Inch (1980) ont revu les aspects chimiques et hydrologiques des études portant sur les eaux souterraines. Le bassin du lac Perch comporte une forêt constituée en grande partie de feuilles et reçoit environ 840 mm de précipitation par année. Le granite du bouclier canadien constitue la roche de fond qui est recouverte de 4-30 m de sédiments fluviaux ou éoliens (sables, limons et argiles) datant du pléistocène. De nombreuses études hydrologiques et géologiques ont permis de dresser une carte détaillée de la

Tableau 3-10. Bilan sommaire (1959-1980) de l'apport, du ruissellement, de la retention et de la désintégration du $^{90}Sr$ et du $^{137}Cs$ dans le bassin versant de la rivière Winnipeg (126 400 km$^2$).

| Nucléide | Total des retombées sur le bassin versant entre 1959-1980, sans correction pour tenir compte de la désintégration | | Écoulement via la rivière Winnipeg | | | Perte par désintégration jusqu'à 1980 | | | Quantité restant dans le bassin versant en 1980 | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | TBq | Ci | TBq | Ci | % | TBq | Ci | % | TBq | Ci | % |
| $^{90}Sr$ | 276 | 7 468 | 53,1 | 1435 | 19 | 72 | 1946 | 26 | 151 | 4086 | 55 |
| $^{137}Cs$ | 457 | 12 352 | 6,4 | 172 | 1,4 | 132 | 3580 | 29 | 318 | 8601 | 69,6 |

Note: Ce bilan a été calculé d'après des données brutes fournies par Guthrie et Acres (1980). Le $^{90}Sr$ et le $^{137}Cs$ ont été mesurés séparément selon Guthrie et Grummitt (1963). Les retombées non mesurées entre 1950 et 1958 pourraient s'élever à 26% de plus que le total des retombées indiquées ici.

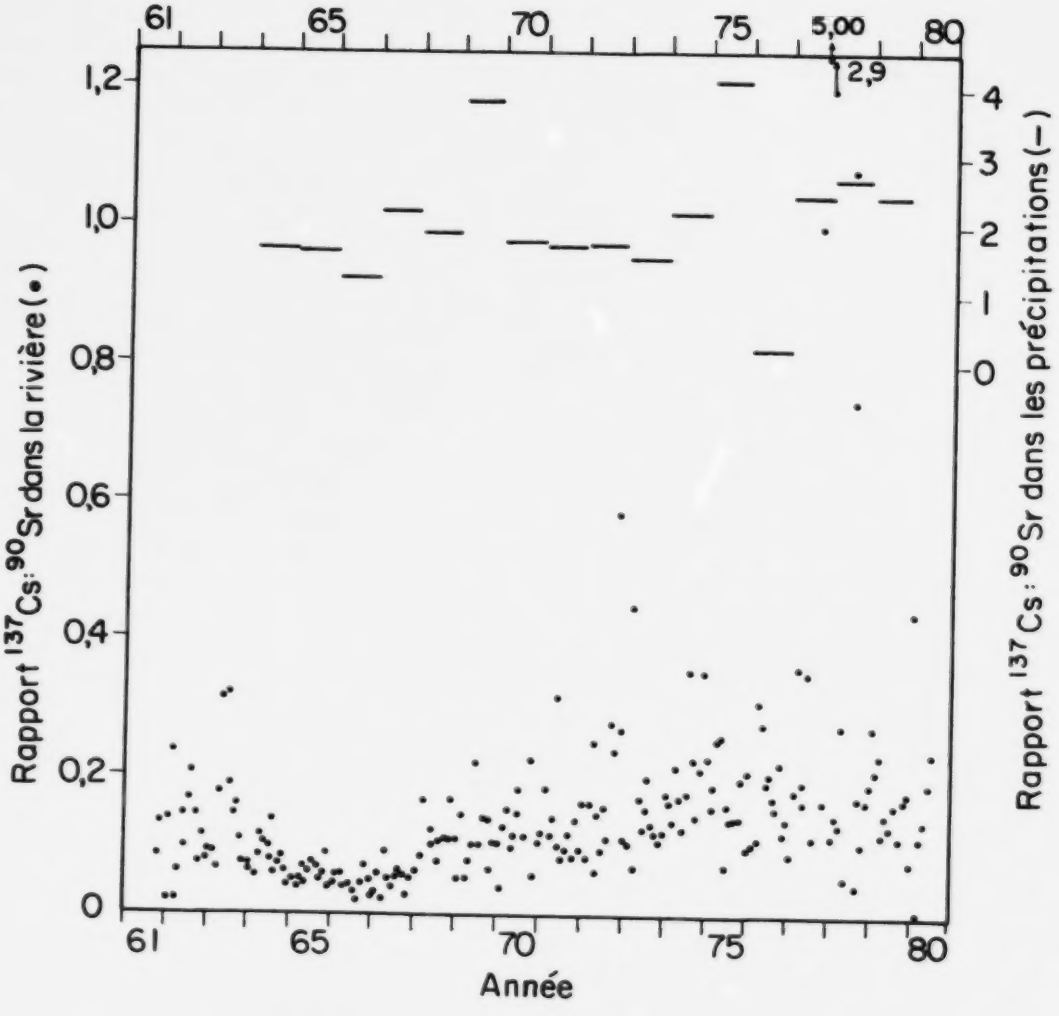



Figure 3-10. Rapport $^{137}Cs:^{90}Sr$ dans la rivière Winnipeg et dans les précipitations à Pinawa (d'après des données de Guthrie et Acres 1980).

stratigraphie et des eaux souterraines dans cette région. On a aussi effectué des recherches sur le lac Perch.

Dans cette région, on a enfoui depuis 1946, des déchets radioactifs (avec des acides, des détergents et des agents complexants). Pendant cette période, on a décelé le parcours des panaches de $^{90}Sr$, de $^{137}Cs$, de $^{106}Ru$, de $^{35}S$, de $^{3}H$, de $^{144}Ce$, de $^{60}Co$ et de $^{154}Eu$ dans les couches aquifères, en direction du bassin lacustre. Environ les deux tiers du $^{3}H$ rejeté dans les fosses se rend en quelques mois (par infiltration dans l'eau de surface) jusqu'au lac Perch; l'autre tiers est stocké à long terme dans le réservoir que constitue la nappe phréatique (Barry et al. 1979). On a aussi trouvé que le $^{106}Ru$ se déplaçait rapidement avec la phase aqueuse (Parsons 1963). Les panaches de $^{90}Sr$ et de $^{137}Cs$ se déplacent beaucoup plus lentement dans ces couches aquifères (vitesse d'à peu près 3 et 0,3% du débit des eaux souterraines, soit $\approx 2 \times 10^{-6}$ m.s$^{-1}$). La vitesse de migration du $^{90}Sr$ est réduite par sorption d'échange avec le feldspath, la biotite et la vermiculite; les coefficients de distribution mesurés ($K_d$ = dpm de $^{90}Sr$ par gramme de sédiments ÷ dpm de $^{90}Sr$ par gramme d'eau interstitielle) varient de 4 à 32. Dans les zones visées par cette étude, on n'a trouvé aucun indice de ralentissement de l'écoulement du $^{90}Sr$ par précipitation en carbonate; cependant, dans les régions où les eaux souterraines sont plus alcalines et plus riches en calcium et en strontium, ce mécanisme pourrait être important. Dans les eaux souterraines, le $^{137}Cs$ était plus fortement ralenti par fixation, en partie irréversible, sur les silicates lités (vermiculite et biotite) et sur les hydroxydes de fer et de manganèse recouvrant les grains de sable. Les valeurs de $K_d$ mesurées pour le $^{137}Cs$ dans des carottes de sédiments de la couche aquifère variaient de 50 à 525. Le $^{90}Sr$ et le $^{137}Cs$ étaient sorbés par les fractions sableuses et argileuses des sédiments, une partie du $^{90}Sr$ sorbé sur le sable semblant l'être de façon irréversible (Ophel et al. 1971). Les détergents et les agents complexants contenus dans les déchets liquides facilitent probablement le déplacement initial de certains radionuclides (Means et al. 1978a, b), mais selon Jackson et Inch (1980) la formation de complexes n'est pas un mécanisme important du transport du $^{90}Sr$ et du $^{137}Cs$ dans la nappe phréatique du lac Perch.

En général, la teneur en argile des sédiments de la formation aquifère du lac Perch est faible, tout comme leur capacité d'échange cationique (0,3-1,5 meq/100g) et leur teneur en matières organiques: ce sont là des conditions qui devraient permettre l'entraînement maximum de métaux dans la nappe phréatique. Néanmoins, des 1,2 PBq (32 kCi) de déchets liquides constitués de produits de fission mixtes enfouis dans des carrières de sable entre 1945 et 1972, ainsi que des 190 PBq (5,2 MCi) de déchets enterrés dans des réservoirs de béton ou d'acier, seuls 0,48 TBq (Bci) sont parvenus jusqu'à la rivière Outaouais (Merritt et Mawson 1973). Malheureusement, il n'existe pas d'inventaire complet de tous les radionuclides à longues périodes présents dans les aires de stockage des déchets, dans les eaux de la nappe phréatique, dans le lac Perch et dans les eaux déchargées dans la rivière des Outaouais.

En 1955, soit à peu près deux ans après qu'on eut commencé le rejet de quantités importantes de déchets, on s'est aperçu que les affluents du lac Perch charriaient du $^{90}Sr$ ($+^{90}Y$), du $^{3}H$ et du $^{106}Ru$. On peut supposer que le tritium, le $^{106}Ru$ et le $^{35}S$ (sous forme de sulfate) ont été les premiers à atteindre le lac quelques mois après le début des rejets en 1953-1954 (Parsons 1962; Merritt 1962; Barry et al. 1979). La vitesse de migration dans la nappe phréatique du $^{137}Cs$, du $^{144}Ce$, du $^{154}Eu$ et des radionuclides transuraniens est beaucoup plus faible, et ces radionuclides ne sont pas encore parvenus au lac Perch ou dans les eaux de surface. Ophel et ses collègues (Ophel 1962; McMahon 1964; Ophel et Judd 1969; Ophel et Fraser 1973; Ophel 1973; Barry et al. 1979) ont fourni des données sur la dispersion et la bioaccumulation du $^{3}H$, du $^{90}Sr$ et du $^{60}Co$ dans les eaux, les sédiments et le biote du lac. Le résumé suivant de leurs travaux provient des publications mentionnées ci-dessus et de communications personnelles avec les auteurs. Même sous la couche de glace hivernale, le tritium était distribué rapidement et uniformément dans le lac Perch (McMahon 1964). L'activité du tritium dans le lac a diminué de 20-400 $kBq.L^{-1}$ (0,5-10 $\mu Ci.L^{-1}$) en 1963 à ≈ 5,2 $kBq.L^{-1}$ (0,14 $\mu Ci.L^{-1}$) en 1976 par suite de la diminution des rejets d'eau tritiée dans les fosses d'enfouissement (Barry et al. 1979). Le lac Perch a une aire de 4,6 x $10^5$ $m^2$, un volume de 9,1 x $10^5$ $m^3$, un débit annuel de 18,2 x $10^5$ $m^3.a^{-1}$ et, par conséquent, un temps de renouvellement de ≈ 0,5 a. En 1963, pour que l'activité du $^{3}H$ se maintienne à 37 $kBq.L^{-1}$ (1 $\mu Ci.L^{-1}$), il aurait fallu un apport de $^{3}H$ de plus de 67 $TBq.a^{-1}$ (1,8 $kCi.a^{-1}$). A cette époque, l'activité du $^{3}H$ dans les affluents variait de 74 à 740 $kBq.L^{-1}$ (2-20 $\mu Ci.L^{-1}$), de sorte que l'écoulement depuis les zones d'enfouissement était d'environ 180 $m^3.a^{-1}$. Vu que l'activité du lac s'était maintenue à 5,2 $kBq.L^{-1}$ (0,14 $\mu Ci.L^{-1}$) en 1976, le taux d'apport en tritium aurait été d'à peu près 9,3 $TBq.a^{-1}$ (250 $Ci.a^{-1}$). Les quantités de $^{3}H$ déversées dans la rivière des Outaouais depuis le lac Perch donnent des concentrations bien inférieures à celles prévues par les normes sur l'eau potable, et il y avait encore dilution dans la rivière.

C'est en 1955, soit deux ans après le début du rejet dans les fosses d'enfouissement, que le $^{90}Sr$ est apparu dans le lac Perch après transport dans les eaux de surface; l'activité variait de 20,0 à 25,0 $Bq.L^{-1}$ (540-675 $pCi.L^{-1}$) entre 1955 et 1960. Pendant la période 1960-1972, l'activité moyenne a diminué à 7,26 $Bq.L^{-1}$ (196 $pCi.L^{-1}$). Les substances responsables passent à travers un filtre de 1,2 µm; on considère donc que le $^{90}Sr$ est en phase "dissoute". Si le temps d'élimination des eaux du lac Perch est en moyenne de 0,5 a, le taux d'apport de $^{90}Sr$ doit donc avoir été d'environ 48 $GBq.a^{-1}$ (1,3 $Ci.a^{-1}$) de 1955 à 1960, et de 15 $GBq.a^{-1}$ (0,4 $Ci.a^{-1}$) entre 1960 et 1972. Pendant la période 1956-1960, on a estimé l'apport de $^{90}Sr$ dans le lac Perch à ≈ 148 GBq (4Ci), alors que la débit de $^{90}Sr$ mesuré dans la décharge était de 100 GBq (3 Ci). Des 37 GBq (1 Ci) retenus dans le lac, 33 GBq (0,9 Ci) (≈ 74 $kBq.m^{-2}$ (2 $\mu Ci.m^{-2}$)) se trouvaient dans les sédiments lacustres et étaient distribués jusqu'à des profondeurs de 6 cm dans le sable et de 24 cm dans le gyttja. Dans les sédiments du lac

Perch, la distribution avec la profondeur du $^{90}Sr$ laisse supposer un mécanisme d'incorporation par diffusion, limité par l'adsorption sur des particules et l'échange avec le strontium stable.

En 1969-1970, l'activité spécifique du $^{90}Sr$:Sr stable des sédiments lacustres de surface constituait ≈ 70% de l'activité spécifique des eaux du lac. Dans le lac, les valeurs de $K_d$ (sédiments-eaux) étaient d'à peu près 100. Les plantes et les animaux aquatiques et quelques animaux terrestres, prédateurs du biote du lac Perch, étaient tous marqués au $^{90}Sr$ quelques années après le début des rejets. En 1960, la teneur en $^{90}Sr$ de la végétation aquatique macrophyte et des poissons semblait être en équilibre avec celle de l'eau (activité spécifique ≈ 0,2 Bq (6 pCi) de $^{90}Sr$ par microgramme de strontium stable), alors que l'activité dans les os, des autres animaux aquatiques (castor, rat musqué, tortue) était inférieure à celle dans les eaux du lac. Les facteurs de concentration du strontium (microgrammes de strontium par gramme de biote ÷ microgrammes de strontium par gramme d'eau) variaient de 3 à 800 dans les plantes aquatiques (masse humide), de 450 à 1250 dans le poisson entier, et de 3000 à 8000 dans les arêtes. En général, de 75 à 85% du $^{90}Sr$ introduit chaque année dans le lac demeurait en solution et était rejeté avec la décharge, de 15 à 25% était retenu dans les sédiments lacustres et <1% était fixé par le biote du lac (Ophel 1973).

Ophel et Fraser 1973) ont donné le bilan du $^{60}Co$ pour la période 1965-1969. Pendant cet intervalle, les activités du $^{60}Co$ des eaux du lac variaient de 0,3 à 0,55 $Bq.L^{-1}$ (7-15 $pCi.L^{-1}$). Cette activité provenait de substances passant sur un filtre de 1,3 µm et toutes considérées comme étant "en solution". Entre 1953 et 1969, l'apport de $^{60}Co$ dans le lac a été estimé à 26 GBq (700 mCi). Pendant la période 1965-1969, l'apport annuel de $^{60}Co$ aurait été d'à peu près 0,67 $GBq.a^{-1}$ (18 $mCi.a^{-1}$) (en supposant que $\tau$ = 0,5 a). Pendant cet intervalle, l'activité du $^{60}Co$ dans les affluents provenant de la zone d'enfouissement des déchets était de 3,7-7,4 $Bq.L^{-1}$ (100-200 $pCi.L^{-1}$).

Des échantillons ont révélé que la plupart du $^{60}Co$ se trouvait dans les 10 cm supérieurs des sédiments et que l'activité était relativement constante à ≈ 1,5 Bq (40 pCi) par gramme de masse sèche (10 $kBq.m^{-2}$ (300 $nCi.m^{-2}$)) dans les sédiments superficiels de sable et de gyttja. On a trouvé dans le lac un $K_d$ (sédiments-eaux) de 4080. Après assimilation de $^{60}Co$, la végétation macrophyte présentait une activité de 0,007-0,14 Bq ((0,2-3,7 pCi) par gramme de masse sèche (facteurs de concentration de 20 à 2800), le poisson, une activité de 0,003-0,05 Bq (0,09-1,3 pCi) par gramme de masse sèche (facteurs de concentration de 9-94) et les animaux aquatiques (clams, gastéropodes, écrevisses, grenouilles, tortues), une activité de 0,004-1,6 Bq (0,1-44 pCi) par gramme de masse sèche (facteurs de concentration de 10 à 4400). Des 26 GBq (700 mCi) de $^{60}Co$ ayant atteint le lac jusqu'à 1969, on a trouvé 5,1 GBq (138 mCi) (19,7%) dans les sédiments, 0,3 GBq (9 mCi) (1,3%) dans les eaux du lac et 0,003 GBq (0,08 mCi) (0,011%) dans les plantes

aquatiques; le reste, soit 20,4 GBq (550 mCi) (78,6%) avait été perdu, estime-t-on, par désintégration et par décharge.

Le $^{60}Co$ migre avec une rapidité surprenante vers le lac Perch par la nappe phréatique et les affluents de surface, car le $K_d$ du $^{60}Co$ dans les sédiments lacustres est ≈ 4000, alors que le $^{137}Cs$ (qui n'a pas encore atteint le lac) a un $K_d$ de 50-500 dans les sables glaciaires (Jackson et Inch 1980). Le $K_d$ élevé du $^{60}Co$ devrait aussi entraîner un coefficient de retenu lacustre supérieur à celui observé (20-30%; Ophel et Fraser 1973). Des études expérimentales dans la ZLE (Hesslein 1980; Hesslein et al. 1980a) laissent supposer que le $^{60}Co$ est entraîné par l'hydroxyde ferrique en conditions aérobies et qu'il est remis en solution avec le fer ferreux en conditions anaérobies. Les potentiels d'oxydo-réduction mesurés par Jackson et Inch (1980) dans des échantillons de la nappe phréatique du bassin du lac Perch sont assez faibles (< 0,15 V) pour permettre la réduction du $Fe^{3+}$ en $Fe^{2+}$ et la mobilisation du $^{60}Co$, alors que la fixation du $^{137}Cs$ sur des minéraux d'illite ou de mica peut être moins influencée par le $E_h$. McMahon (1966) a indiqué que la teneur en $O_2$ des eaux de fond du lac Perch était souvent faible (3-4 $mg.L^{-1}$) en été et en hiver, mais qu'il ne s'agissait pas là de conditions anaérobies.

Une autre hypothèse permettant d'expliquer ce paradoxe est qu'il y a mobilisation préférentielle du $^{60}Co$ par les agents complexants, les détergents et les acides présents dans les fosses à déchets (Means et al. 1978b; Merritt 1980). Cette hypothèse est corroborée par les coefficients de distribution in situ du $^{60}Co$ (1-160) mesurés dans le sol près des fosses à déchets (Cooper et McHugh 1980). Si l'objet du rejet dans des fosses est l'immobilisation des radionuclides, alors la présence de complexants puissants produit l'effet inverse. Kipphut et Hesslein (1979) ont fait état de l'effet de l'acidification et de l'addition d'EDTA sur le $^{60}Co$, le $^{65}Zn$, le $^{59}Fe$, le $^{54}Mn$, le $^{134}Cs$, le $^{51}Cr$ et le $^{203}Hg$ dans des eaux contenant de l'acide humique de la zone lacustre expérimentale (Ontario). Ils ont trouvé que les nucléides se trouvant normalement dans la phase particulaire ($^{60}Co$, $^{59}Fe$, $^{54}Mn$) repassaient en solution après addition d'EDTA ou de $H_2SO_4$.

### 3.4.2.6 Intégration du $^{137}Cs$ dans les sédiments lacustres

L'utilisation croissante du $^{137}Cs$ et du $^{210}Pb$ comme outils aidant à comprendre les processus de sédimentation et de brassage des sédiments dans les lacs fournit des données pour comparer l'importance de l'accumulation de $^{137}Cs$ par surface unitaire de sédiments (Tableau 3-11). Les retombées atmosphériques de $^{137}Cs$ provenant des essais devraient être maximales entre 40 et 50° de latitude nord et devraient décroître vers le pôle nord. La relation entre l'accumulation de sédiments lacustres et l'intégrale sur le temps de retombées dans la région n'est pas bien connue mais, dans les carottes de sédiments

prélevées aux profondeurs d'eau maximales, les accumulations de $^{137}Cs$ devraient être semblables ou supérieures à l'intégrale des retombées (elles s'expriment toutes deux en $MBq.km^{-2}$ ($mCi.km^{-2}$)). Le regroupement (Ohle 1962) des sédiments lacustres vers la profondeur maximale peut rendre l'intégrale du $^{137}Cs$ dans les sédiments supérieure aux retombées régionales de $^{137}Cs$. Le Tableau 3-11 indique bel et bien que les accumulations de $^{137}Cs$ dans les sédiments lacustres sont quelque peu inférieures dans les lacs situés au nord de 60° de latitude nord que dans ceux situés à 40-55° de latitude nord et que, d'habitude, l'intégrale dans les sédiments est plus élevée que celle des retombées atomiques pour cette région (Tableau 3-8, Section 3.4.2.3). Edgington et Robbins (1975) ont montré que la remise en suspension et la redistribution des sédiments provoquaient des accumulations de $^{137}Cs$ supérieures à celles des retombées dans le sud du lac Michigan. Ces intégrales de l'activité des sédiments de lacs d'eau douce (Tableau 3-11) sont toujours supérieures à celles de l'activité du $^{137}Cs$ dans les carottes de sédiments prélevées près de la côte, sur le plateau continental et sur la pente nord-ouest de l'océan Atlantique (40-43° de latitude nord), qui varient de 150 à 560 MBq (4-15 mCi) $km^{-2}$ (Livingston et Bowen 1976). Cela est probablement dû à la mobilité accrue du $^{137}Cs$ dans les eaux de mer riches en $K^+$ (Jinks et Wrenn 1976) par rapport à celle dans l'eau douce.

### 3.4.2.7 Radionuclides transuraniens

Le plutonium libéré dans l'atmosphère pendant les explosions thermonucléaires retombe par la suite sur le sol et l'eau probablement sous forme de particules d'oxyde en aérosol.

Entre 1950 et 1980, le sol et les plans d'eau canadiens ont probablement reçu environ 11-37 $MBq.km^{-2}$ (0,3-1,0 $mCi.km^{-2}$) de retombées de $^{239+240}Pu$ (Tableau 3-12). Si le rapport $^{242}Am:^{239+240}Pu$ est de ≈0,25, alors les systèmes aquatiques et terrestres canadiens ont probablement reçu 2,8-9,3 $MBq.km^{-2}$ (0,075-0,25 $mCi.km^{-2}$) de $^{241}Am$. Les 4 cm supérieurs d'une carotte de sédiment prélevée dans le lac Ontario à une profondeur de 90 m (43°24'N, 79°00'35" W) contiennent, selon Bojanowski et al. (1975), 0,002-0,008 Bq (0,05-0,21 pCi) de $^{239+240}Pu$ et 0,3-1 MBq (0,007-0,3 pCi) de $^{241}Am$.

On peut déduire le taux de dépôt de $^{239+240}Pu$ à partir des mesures d'activité du $^{90}Sr$, car le rapport d'activité $Pu:^{90}Sr$ est assez constant dans les échantillons d'air prélevés dans la stratosphère et à la surface du sol, soit à peu près 0,017 (UNSCEAR 1977). Si cette hypothèse est juste, il y a donc eu vraisemblablement accumulation de 19 MBq (0,5 mCi) de $^{239+240}Pu$ dans le bassin versant de la rivière Winnipeg (calculée d'après les retombées de $^{137}Cs$ et de $^{90}Sr$ dans l'ensemble des précipitations à Pinawa (Manitoba); voir Section 3.4.2.4). La plupart de ce plutonium se trouve probablement dans le sol du bassin versant, étant donné que la mobilité du plutonium est moins grande dans les systèmes aqueux que celle du $^{137}Cs$.

Tableau 3-11. Inventaire du $^{137}Cs$ dans les sédiments de lacs canadiens.

| Lac | Emplacement et latitude | Profondeur de l'eau au site de carottage (m) | Profondeur du $^{137}Cs$ dans le carottage (cm) | Intégrale de l'activité du $^{137}Cs$ dans la carotte | | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | GBq.km$^{-2}$ | mCi.km$^{-2}$ | |
| Lac Michigan | 42°N | | 2-8 | 0,15-6.6 | 4-178 | Edgington et Robbins 1975; Robbins et al. 1978 |
| Lac Erié | 42°N | | | 5,2-18,7 | 140-505 | |
| Lac Ontario | 43°N | | | 2,4-5,4 | 64-146 | |
| Lac Memphrémagog | Québec, 45°N | 5-60 | | 4,1 | 112 | Flett 1980 |
| Lacs de la ZLE | Ouest de l'Ontario, 49°N | 2-30 | 10-20 | 1,9-4,8 | 50-130 | Kipphut 1978; Hesslein 1980 |
| Lac de la vallée de la rivière qu'Appelle | Sud de la Saskatchewan, 50°N | 10-11 | 9-10 | 1,3-3,4 | 34-91 | Durham et al. 1980 |
| Lac Winnipeg, bassin sud | Manitoba, 52°N | 10-11 | 12-26 | 3,0-5,0 | 80-135 | Brunskill 1981 |
| Lac Sud des Indiens, bassin nord | Manitoba, 57°N | 21 | 16 | 5,6 | 150 | Brunskill 1981 |
| Lac Kam | Yellowknife, Territoires du Nord-Ouest, 63°N | 12 | 8 | 3,0 | 80 | Brunskill 1981 |
| Lacs Saqvaqjuac | Côte ouest de la baie d'Hudson, 64°N | 2-14 | 12-16 | 0,8-2,6 | 21-69 | Brunskill 1981 |

Note: Le carottage se fait en général dans les endroits de profondeur maximale et de sédimentation continue. Les inventaires sont calculés en multipliant l'activité du $^{137}Cs$ par gramme par la masse sèche des tranches de carotte; on fait ensuite la somme de l'activité sur la carotte et on divise par l'aire de la section transversale de la carotte.

Tableau 3-12. Retombées de plutonium dans le nord de l'Amérique du Nord, d'après la distribution dans des échantillons de sol prélevés en 1970-1971 (tiré de Hardy et al. 1973).

| Endroit | Latitude | $^{239+240}Pu$ | |
|---|---|---|---|
| | | $MBq.km^{-2}$ | $mCi.km^{-2}$ |
| Thulé, Greenland | 76°N | 12,2 | 0,33 |
| Barrow, Alaska | 71°N | 14,8 | 0,40 |
| Fairbanks, Alaska | 64°N | 31,5 | 0,85 |
| Palmer, Alaska | 62°N | 34,0 | 0,92 |
| Puyallup, Washington | 47°N | 51,8 | 1,4 |
| Vermillion, Dakota du Sud | 43°N | 85,1 | 2,3 |
| Argonne, Illinois | 42°N | 77,7 | 2,1 |
| New York, New York | 41°N | 96,2 | 2,6 |
| Orono, Maine | 45°N | 62,9 | 1,7 |

Edgington et Robbins (1975) ainsi que Wahlgren et Marshall (1975) ont étudié la distribution du $^{239+240}Pu$ dans le sud du lac Michigan, où les retombées de cet élément ont été estimées à 67 $MBq.km^{-2}$ (1,8 $mCi.km^{-2}$). Ces auteurs ont constaté que plus de 95% du $^{239+240}Pu$ (et du $^{137}Cs$) se trouvait dans les sédiments lacustres (à une profondeur de 2-8 cm dans les carottes) et qu'une petite portion du plutonium demeurait dans l'eau (sous forme de particules et d'anions dissous). L'intégrale des activités du $^{239+240}Pu$ dans les carottes de sédiments variait de 7,4 à 160 $MBq.km^{-2}$ (0,2-4,3 $mCi.km^{-2}$), les valeurs plus élevées provenant de l'accumulation des sédiments dans le bassin du lac.

On a résumé l'activité du $^{239+240}Pu$, du $^{137}Cs$ et du $^{90}Sr$ dans les eaux superficielles de tous les Grands Lacs (Tableau 3-13) et des autres lacs canadiens (Tableau 3-14) (l'emplacement des stations dans les cinq Grands Lacs apparaissent à la Figure 3-11). Wahlgren et Marshall (1975) ainsi que Wahlgren et Nelson (1975) ont trouvé que moins de 4% du $^{239+240}Pu$ et moins de 10% du $^{137}Cs$ provenant de l'accumulation des retombées à la surface des lacs étaient présents dans l'eau, alors que de 24% à plus de 100% des retombées cumulatives de $^{90}Sr$ se retrouvaient dans l'eau des lacs. Wahlgren et Marshall (1975) ont fourni des données indiquant que les retombées annuelles de $^{239+240}Pu$ ou de $^{137}Cs$ ne dépendaient guère des mesures saisonières de l'activité de $^{239+240}Pu$ ou de $^{137}Cs$ dans les eaux des lacs. Ces auteurs ont conclu que cela provenait (i) des temps de séjour très courts (≈ 1 a) de ces nucléides dans la colonne d'eau et (ii) de la régulation de l'activité du $^{239}Pu$ et du $^{137}Cs$ dans l'eau par équilibre (et remise en suspension) avec la couche de sédiments de fond. Ils ont aussi signalé des rapports $^{239+240}Pu:^{241}Am$ variant de plus de 15 à plus de 40 pour l'eau du lac Michigan, alors que dans les sédiments du lac Michigan, ce rapport est de ≈ 4. Ces rapports laissent à penser que le $^{241}Am$ a un temps de séjour dans la colonne d'eau qui est même plus court que celui de plutonium, et que le $^{241}Am$ est plus solidement lié aux sédiments.

L'activité moyenne du $^{239+240}Pu$ est considérablement plus élevée dans les lacs Michigan, Supérieur et Huron (≈ 0,02 $mBq.L^{-1}$ (0,6 $fCi.L^{-1}$)), où le temps de séjour de l'eau est long et l'eau est très profonde, que dans les lacs Érié et Ontario (≈ 0,007 $mBq.L^{-1}$ (0,2 $fCi.L^{-1}$)), où le temps de séjour est plus court et l'eau est peu profonde. Les quantités de $^{137}Cs$ diminuent en série depuis le lac Supérieur jusqu'au lac Érié, avec un déclin marqué des teneurs en plutonium et en $^{137}Cs$ dans le lac Érié en comparaison de celles dans les eaux de surface du sud du lac Huron. Les quantités de $^{90}Sr$ suivent la tendance prévue pour les éléments qui sont en phase dissoute, étant donné les temps de séjour plus courts de l'eau dans les trois lacs inférieurs; de plus, la concordance est excellente avec les valeurs calculées à l'aide d'un modèle de concentration en fonction du temps en supposant un apport d'origine uniquement atmosphérique dans chacun des lacs (Lermann 1972; Edgington et al. 1976).

Wahlgren et Orlandini (1980) font état d'un certain nombre de dosages du $^{239+240}Pu$, du $^{238}U$, et du $^{232}Th$ dans des petits lacs du nord-

Tableau 3-13. Activité du $^{239}Pu$, du $^{137}Cs$ et du $^{90}Sr$ dans l'eau de surface des Grands Lacs au cours du printemps 1973 (tiré avec modifications de Edgington et al. 1976).

| Lac | Station | Concentration (mBq.L$^{-1}$)$^{\alpha,\beta}$ | | | $^{239}Pu$:$^{137}Cs$ | $^{239}Pu$:$^{90}Sr$ | $^{137}Cs$:$^{90}Sr$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | $^{239}Pu$ | $^{137}Cs$ | $^{90}Sr$ | | | |
| Supérieur (190)$^{\gamma}$ | LS-1 | | | | 0,0089 | 0,0012 | 0,14 |
| | LS-2 | 0,025 ± 0,002 | 2,7 ± 0,1 | 20 ± 0,4 | | | |
| | LS-3 | 0,022 ± 0,002 | 3,1 ± 0,1 | 19 ± 0,4 | | | |
| | LS-4 | | 2,1 ± 0,1 | 20 ± 0,4 | | | |
| Michigan (100) | LM-3 | 0,027 ± 0,002 | 1,9 ± 0,04 | 30 ± 0,7 | 0,0146 | 0,0009 | 0,06 |
| | LM-8 | 0,027 ± 0,002 | 1,8 ± 0,04 | 31 ± 0,7 | | | |
| Huron (20) | LH-1 | | | | 0,0150 | 0,0007 | 0,05 |
| | LH-2 | 0,023 ± 0,002 | 1,4 ± 0,07 | 32 ± 0,7 | | | |
| | LH-3 | | 1,6 ± 0,07 | | | | |
| | LH-4 | | | | | | |
| Erié (3) | LE-1 | | | | 0,0100 | 0,0002 | 0,02 |
| | LE-2 | 0,007 ± 0,001 | 0,74 ± 0,04 | 41 ± 1 | | | |
| | LE-3 | 0,006 ± 0,001 | 0,41 ± 0,07 | 38 ± 1 | | | |
| | LE-4 | | 0,70 ± 0,04 | | | | |
| Ontario (8) | LO-1 | | | | 0,0104 | 0,0002 | 0,02 |
| | LO-2 | 0,008 ± 0,001 | 1,1 ± 0,07 | 46 ± 1 | | | |
| | LO-3 | 0,011 ± 0,001 | 1,1 ± 0,07 | 47 ± 1 | | | |
| | LO-4 | | 0,63 ± 0,04 | | | | |

$^{\alpha}$ La valeur précédée du signe ± est l'écart-type correspondant à une erreur de 1 coup.

$^{\beta}$ 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm).

$^{\gamma}$ Les chiffres entre parenthèses sont les temps de séjour de l'eau dans chacun des lacs.

Tableau 3-14. Plage de l'activité du $^{239+240}Pu$, du $^{137}Cs$ et du $^{90}Sr$ dans les eaux de surface des lacs canadiens[α] (d'après Wahlgren et Nelson 1975; Wahlgren 1980; Wahlgren et Orlandini 1980; Brunskill 1981).

| Lac | Emplacement | $A_0$ ($km^2$) | $\bar{z}$ (m) | T | Activité ($Bq.m^{-3}$)[β] | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | $^{239+240}Pu$ | $^{137}Cs$ | $^{90}Sr$ | $^{238}U$ | $^{232}Th$ |
| Lac Supérieur | | 82 400 | 148 | Printemps, 1973 | 0,01 - 0,02 | 2,1 - 3,1 | 18,9 - 20,4 | 244 | |
| Lac Michigan | | 58 020 | 84 | " | 0,026 - 0,027 | 1,5 - 1,9 | 30,3 - 30,7 | 3,7F | 0,004F |
| Lac Huron | | 59 600 | 61 | " | 0,022 - 0,023 | 1,4 - 1,6 | 32,9 - 39,6 | | |
| Lac Erié | | 25 700 | 17 | " | 0,0059 - 0,011 | 0,41 - 0,93 | 37,0 - 40,3 | | |
| Lac Ontario | | 19 700 | 86 | " | 0,0081 - 0,011 | 0,63 - 1,1 | 45,5 - 47,4 | | |
| Lac Winnipeg | Manitoba | 23 750 | 12 | Été, 1980 | 0,018F | 1,22 | | | 1,7F |
| Lac des bois | Ontario | 3 150 | - | 1977-1978 | 0,017F | | | 1,1F | 0,067F |
| Lacs de la ZLE | Ontario | | | 1977-1978 | | | | | |
| 302 | | 0,24 | 5,4 | | 0,010F | 24,7 | | | |
| 224 | | 0,26 | 11,6 | | 0,018F | | | | |
| 223[Y] | | 0,27 | 7,2 | | 0,013F | | | | |
| 161 | | 10 | - | | 0,023F | | | | |
| 305 | | 0,52 | 15 | | 0,0418F | | | | |
| 227[Y] | | 0,05 | 4,4 | | 0,017F | | | | |
| 239 | | 0,56 | 10,5 | | 0,108F | | | | |
| 661[Y] | | - | - | | =0,1F | | | 1,1F | 0,59F |
| 241[Y] | | 0,018 | 5,5 | | 0,2 - 2F | | | 1,9-11F | 0,59-0,85F |
| Petits lacs du Manitoba | Sud-ouest du Manitoba | | | 1977-1978 | | | | | |
| Clair | | 30 | 12 | | 0,024F | | | 21,8F | 0,004F |
| 885 | | 0,02 | 1,7 | | 0,044F | | | 33,3F | 0,21F |
| Katherine | | 0,26 | 4 | | 0,015F | | | 1,4F | 0,004F |
| Lacs salés de la Saskatchewan | Sud de la Saskatchewan | | | 1977-1978 | | | | | |
| Petit lac Manitou | | 21 | 3,5 | | 0,36F | | | 96,2F | 0,19F |
| de la Dernière Montagne | | 185 | 5,3 | | 0,027F | | | 24,1F | 0,041F |
| Grand lac des Esclaves | Territoires du Nord-Ouest | 25 400 | | 1977 | | | | | |
| Bassin Ouest | | 19 400 | 41 | | 0,089F | 1,3 | | 4,8F | 0,016F |
| Baie Christie | | 2 120 | 200 | | 0,022F | 1,9 | | 4,8F | 0,0067F |
| Baie McLeod | | 1 590 | 120 | | 0,029F | 3,6 | | 0,52F | 0,023F |

Note: Les erreurs de comptage correspondant à ces données sont de 10% de la valeur indiquée.

α $A_0$ = Aire du lac, $\bar{z}$ = profondeur moyenne; T = moment de l'échantillonnage et des mesures; F = eau filtrée.

β 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm).

Y Le lac 223 a été acidifié expérimentalement avec du $H_2SO_4$. Le Lac 227 a été enrichi expérimentalement de sels nutritifs (N et P). Le Lac 661 est un étang peu profond dans une zone marécageuse. Le lac 241 est méromictique, et les valeurs élevées du Pu sont dues aux eaux profondes anaérobies.

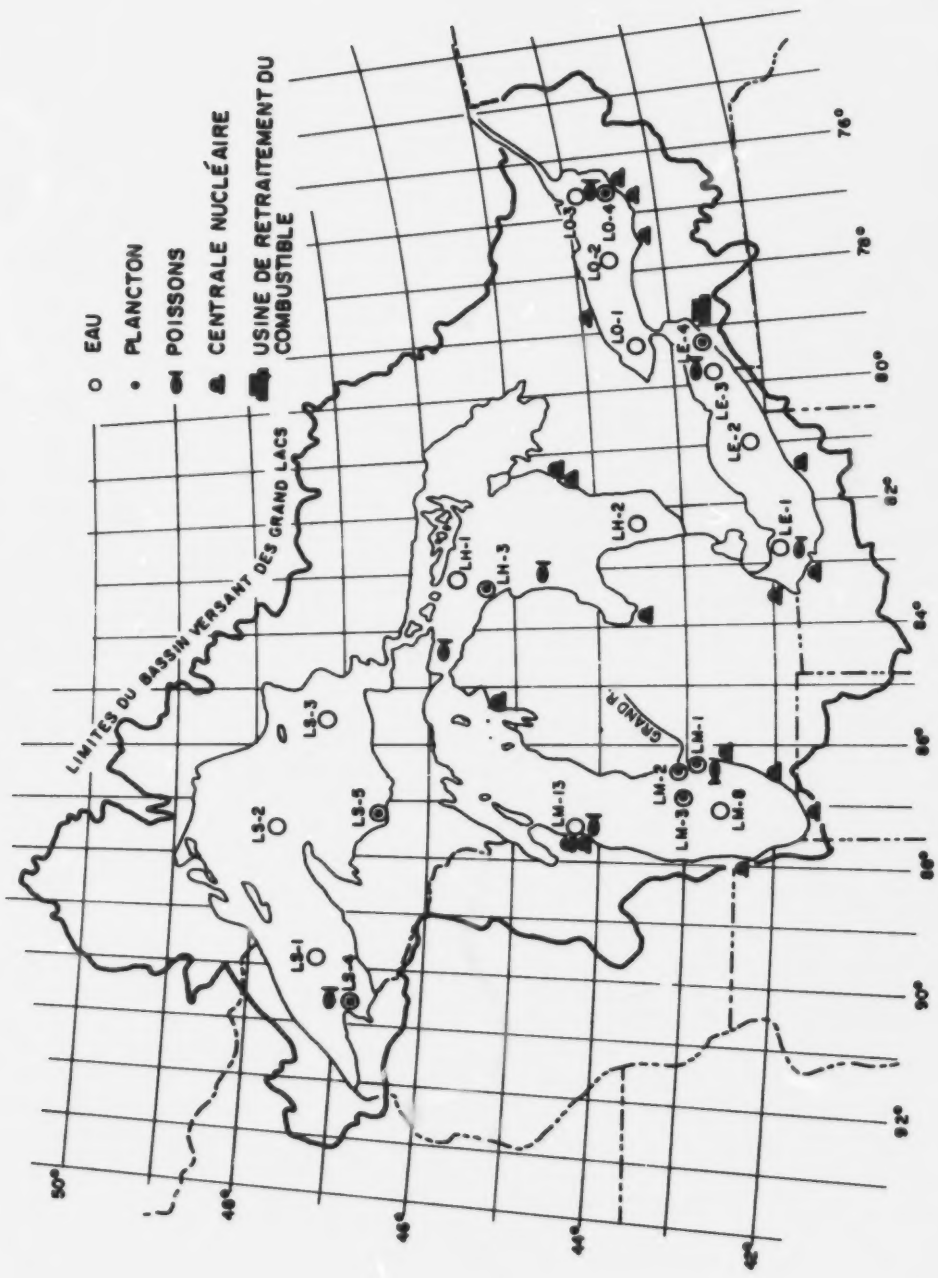



Figure 3-11. Stations de l'Argonne National Laboratory servant en 1973 à l'échantillonnage radioécologique des Grands Lacs (d'après Edgington et al. 1976).

ouest de l'Ontario, du Manitoba et de la Saskatchewan, ainsi que dans les principaux bassins du Grand lac des Esclaves (Tableau 3-14). Leurs données relatives au plutonium dissous varient de 0,01 à 1,9 $Bq.m^{-3}$ (0,3 à 50 $pCi.m^{-3}$) de $^{239+240}Pu$ pour des lacs dont la conductance va de moins de 50 à 72 000 $\mu S.cm^{-1}$, dont le pH est compris entre 4 et 9 et la profondeur moyenne entre 1 et 185 m, dont l'état va d'ultra-oligotrophe, qui sont soumis à divers taux de retombées et qui sont situés entre 40° et 60° de latitude nord. Ils ont trouvé que l'activité du plutonium dans la colonne d'eau était probablement régie par des interactions sédiments-eaux, puisqu'elle était bien en deça de celle prévue à partir des taux de retombées, de la dilution, de la fréquence de renouvellement des eaux lacustres ou de la solubilité des diverses formes. La distribution du plutonium entre les phases solide et dissoute ($K_d$) semblait être reliée au pH, à l'alcalinité et, peut-être, à l'abondance de matières organiques vivantes et mortes dans la colonne d'eau (Wahlgren et Orlandini 1980). Les lacs salés (p.ex. le Petit lac Manitou, Saskatchewan) dont l'alcalinité est élevée, les étangs marécageux dont le pH est faible (p.ex. le lac 661 de la ZLE) et les eaux anaérobies (p.ex. le lac 241 de la ZLE) présentaient l'activité la plus élevée de $^{239+240}Pu$ (Tableau 3-14). Si le plutonium est stabilisé en solution sous forme d'un complexe de carbonate, on s'attendrait donc à une activité de plutonium plus élevée dans des lacs à long temps de séjour, à pH élevé et à forte alcalinité en carbonate (Simpson et al. 1980). Alberts et al. (1977) ainsi que Alberts et Wahlgren (1980) ont fourni sur tous les Grands Lacs du Saint-Laurent, des données qui indiquaient que le plutonium est présent dans la colonne d'eau sous forme d'une petite espèce anionique (diamètre < 3 nm), probablement un carbonate ou un hydroxyde complexe. Wahlgren et al. (1980b) ont indiqué que la valence du plutonium dans les eaux des Grand Lacs du Saint-Laurent était principalement 6 (Pu VI), alors que dans les sédiments, elle était surtout 4 (Pu VI). Les processus physiques, chimiques et biologiques qui éliminent, remettent en suspension et provoquent la sédimentation du $^{239+240}Pu$, du $^{137}Cs$ et du $^{90}Sr$ sont communs à tous les Grands Lacs du Saint-Laurent; ainsi, l'activité dans l'eau pour la période 1971-1976 et l'assimilation par le plancton et les poissons ne varient guère dans ces lacs (Marshall et al. 1975; Alberts et Wahlgren 1980).

### 3.4.3 EXTRACTIONS ET PRÉPARATION MÉCANIQUE DU MINERAI D'URANIUM

Il est important de se documenter sur l'apport accru d'uranium, de thorium, de radium, de plomb et de polonium dans les écosystèmes aquatiques à proximité des sites d'extraction et de préparation mécanique du minerai d'uranium, et de le comparer à l'apport dans les régions vierges où la minéralisation de fond de l'uranium est forte ou faible. Cependant, aucune étude n'a mesuré de façon adéquate l'apport annuel à partir de l'atmosphère et de l'eau des éléments de la série de l'uranium aux sites d'extraction; de plus, il y a peu de bilans saisonniers, qui sont d'ailleurs inadéquats, pour des régions vierges

témoins. En termes de masse, de dispersion dans l'environnement et d'activité totale, les radionuclides provenant des résidus miniers sont à l'origine de la plupart des problèmes environnementaux reliés au cycle des combustibles nucléaires (Wrenn et Jinks 1976); il faut donc leur porter une attention accrue.

Ross et Chatterjee (1976) ont estimé l'écoulement annuel de $^{226}Ra$ hors du bassin versant de la rivière Serpent (où se trouvent plusieurs sites exploités ou abandonnés d'extraction et de préparation mécanique) dans le Chenal Nord du lac Huron. Ils ont mesuré un écoulement de $^{226}Ra$ de 130-240 GB.$a^{-1}$ (3,5-6,5 Ci.$a^{-1}$) (96-180 MBq (2,6-4,8 mCi)) par kilomètre carré de bassin versant par année) entre 1967 et 1974. Ces quantités dépassent par trois ordres de grandeur celles des bassins versants vierges du bouclier canadien apparaissent au Tableau 3-5 (voir Section 3.4.1). Seule une petite partie du bassin versant de la rivière Serpent est touchée par les opérations d'extraction et de préparation; l'écoulement de radium provenant de ces zones est donc probablement beaucoup plus important que ne l'indiquent les calculs précédents. Le ruissellement local d'eau non filtrée en provenance des mines situées près de Serpent Harbour avait une teneur en $^{226}Ra$ de 0,1-6,3 Bq.$L^{-1}$ (3-170 pCi.$L^{-1}$) et il contenait du $^{238}U$ à raison de 0,22-1,4 kBq.$L^{-1}$ (6-38 nCi.$L^{-1}$). Les sédiments de Serpent Harbour contenaient 0,03-3,4 Bq (7-91 pCi) de $^{226}Ra$ par gramme de masse sèche et 0,17-1.0 kBq (4,6-28 nCi) de $^{238}U$ par gramme de masse sèche (en grande partie dans les premiers 5 cm). Ross et Chatterjee (1976) ont indiqué que l'activité du $^{226}Ra$ et du $^{238}U$ était beaucoup plus élevée dans le ruissellement se jetant dans la rivière Serpent, avant 1970. Ils ont aussi fourni des données sur l'effet de l'acidification (due au drainage des mines et des résidus acides sur l'alcalinité à Serpent Harbour, mais l'absence de données témoins provenant des bassins versant adjacents (ou de la rivière Serpent en amont des mines) interdit toute quantification de l'effet des acides de cette origine sur l'altération des radionuclides du bassin versant présents dans le ruissellement local. L'acidification des eaux de ruissellement augmentera la lixiviation de la plupart des éléments de la série de l'uranium contenus dans le sol, les sédiments et la roche (Moffett et Tellier 1978; Nathwani et Phillips 1979a, b).

Moffett et Tellier (1978) ont fourni des données sur les éléments radiochimiques et stables présents dans la nappe phréatique et les eaux de surface près de l'étang à résidus de la mine d'uranium abandonnée située dans la région d'Elliot Lake, dans le bassin versant de la rivière Serpent. Ils ont montré que, dans cette région où le sol est mal tamponné et la roche de fond est constituée de granite, l'oxydation de la pyrite contenue dans les résidus (à l'origine ~ 4% en pyrite) provoque la production de $H_2SO_4$, ce qui abaisse à 2-6 le pH de la nappe phréatique et des infiltrations (Schmidt et Moffett 1979). L'accroissement de l'acidité due à l'oxydation de la pyrite a été reliée à une élevée en éléments stables dans les nappes phréatiques (matières solides totales en solution, fer, zinc), ainsi qu'à des activités élevées dues à des radionuclides (uranium, thorium, radium, plomb,

polonium). Moffett et Tellier (1978) ont déduit que 95% du thorium, 50% de l'uranium, 10-50% du $^{226}Ra$ et 60-90% du $^{210}Pb$ avaient été lixiviés des sédiments de l'étang à résidus pendant une période de 20 ans, puis transportés dans la nappe phréatique et les eaux de surface (Tableau 3-15). Nathwani et Phillips (1979c) ont montré que le $^{226}Ra$ était adsorbé de façon préférentielle sur les matières organiques du sol. Ce site contient ≈ 8 x $10^7$ t de déchets solides dont l'activité était à l'origine de 19 PBq (500 kCi), répartis sur une aire de 4 $km^2$ (Moffett 1977).

Ruggles et Rowley (1978) ont donné des renseignements fragmentaires sur les concentrations d'uranium, de thorium, de $^{226}Ra$ et de $^{210}Pb$ dans les effluents, les sédiments et les poissons de la région de la mine d'uranium du lac Beaverlodge. Dyck (1974), RECS (1978), la Commission mixte internationale (IJC 1979) et Beak Consultants Ltd. (1980) donnent certains renseignements sur les niveaux d'activité en radionuclides des régions canadiennes où l'on possède à l'extraction et à la préparation mécanique. Il est difficile de faire des extrapolations à partir de ces études et d'autres études portant sur les problèmes des résidus d'extraction et de préparation mécanique de minerais uranifères, à cause du manque de données climatiques, hydrologiques et radiochimiques saisonières. Au Canada, les problèmes causés par les résidus miniers d'uranium sont considérablement différents de ceux dans les autres régions du globe, car les lacs et les rivières y sont très nombreux et la température annuelle moyenne est faible. L'exécution d'une étude planifiée de façon scientifique et portant sur le bilan massique des produits radiochimiques dans les bassins versants touchés et dans des bassins témoins aideraient les agences de réglementation et les organismes sanitaires à évaluer l'importance du problème.

### 3.4.4 AUTRES INDUSTRIES

Des études effectuées dans d'autres pays ont soutenu que les centrales électriques alimentées au charbon peuvent émettre autant sinon davantage de radioisotopes que les centrales nucléaires (McBride et al. 1978; Mishra et al. 1980). On sait que les engrais agricoles, le gaz naturel, la boue des eaux d'égouts, certains matériaux de construction, les déchets d'hôpitaux et certaines eaux de puits présentent une activité qui est naturellement élevée ou qui est accrue par la technologie (UNSCEAR 1977). Il existe peu de données quantitatives permettant d'évaluer l'importance de l'effet de ces sources sur les écosystèmes aquatiques canadiens (voir Section 2.2 et 2.3).

### 3.4.5 ÉTUDES EXPÉRIMENTALES

Il est difficile de résoudre uniquement par des études descriptives effectuées sur le terrain les nombreux problèmes actuels et futurs relatifs aux radionuclides présents dans les eaux canadiennes.

Tableau 3-15. Activité initiale de résidus de mine d'uranium et activité de sédiments âgés de 20 ans dans un étang à résidus abandonné de la région d'Elliot Lake, Ontario (d'après Moffett et Tellier 1978).

| Échantillon | Activité initiale de résidus | | Pourcentage résiduel de l'activité initiale dans les: | |
|---|---|---|---|---|
| | $Bq.g^{-1}$ | $pCi.g^{-1}$ | Résidus fins (schlamms) | Résidus grossiers (sable) |
| $^{238}U$ | 0,44 | 12 | 53 | 44 |
| $^{232}Th$ | 0,69 | 19 | 4 | 2 |
| $^{226}Ra$ | 12,7 | 344 | 91 | 48 |
| $^{210}Pb$ | 12,7 | 344 | 38 | 10 |
| $^{210}Po$ | 12,7 | 344 | 23 | 5 |

Les directeurs de programmes de recherches et les organismes canadiens de réglementation auront à faire face à des demandes de renseignements sur: (i) la migration des radionuclides contenus dans les déchets des centrales nucléaires depuis les sites d'enfouissement jusque dans la nappe phréatique et les eaux de surface; (ii) la dispersion et l'accumulation des éléments de la série de l'uranium à partir des déchets des mines d'uranium; (iii) le devenir des radionuclides utilisés en médecine, en agriculture et dans l'industrie; et (iv) l'effet des interventions technologiques (acidification, eutrophisation, modification des bassins versants, dérivation des rivières, modification de la surface de la nappe phréatique) sur le cycle naturel des radionuclides.

Du point de vue scientifique, il est souvent plus avantageux d'effectuer les expériences sur le comportement des radionuclides (en laboratoire et/ou sur le terrain) aux endroits où les conditions environnementales et radiochimiques ainsi que les quantités ajoutées sont contrôlées ou connues. On ne connaît pas l'historique complète des activités et des quantités de radioisotopes impliquées dans la plupart des accidents technologiques, dans les sites miniers et dans les programmes de rejet de déchets radiochimiques. C'est pourquoi, lorsqu'elle s'applique aux problèmes canadiens spécifiques, on tiendra compte de la littérature internationale sur les produits radiochimiques. On devrait mettre l'accent sur les caractéristiques courantes et répandues des écosystèmes aquatiques canadiens (régions abondantes d'eaux de faible force ionique et colorées par l'humus sur le bouclier canadien; abondance de régions de pergélisol terrestre et lacustre aux latitudes élevées, recevant de faibles précipitations et soumises à de basses températures), ainsi que sur les conditions limnologiques inhabituelles (p.ex. lacs salés de la Saskatchewan et de la Colombie-Britannique, eaux méromictiques de même type que celles des fjords). Malheuresement, il existe peu de renseignements radioécologiques qui soient directement pertinents à toutes ces régions.

### 3.4.5.1 Zone lacustre expérimentale

La zone lacustre expérimentale (ZLE) a été établie en 1968 en vue de modifier expérimentalement des lacs entiers. La ZLE est située sur le bouclier canadien près de Kenora (Ontario) (Brunskill et Schindler 1971) et elle comporte un grand nombre de petits lacs (aire $A_o$ ≈ $10^5$ $m^2$, profondeur moyenne z = 1-15 m) se prêtant bien aux modifications chimiques et biologiques. Les eaux lacustres sont très douces (conductance = 20-100 $\mu S.cm^{-1}$), colorées par l'humus et, en général, oligotrophes (Armstrong et Schindler 1971). Il existe des bilans hydrologiques et chimiques pour certains de ces lacs (Schindler et al. 1976, 1980a, c; Newbury et Beaty 1980).

Dans le but d'évaluer l'échange gazeux (principalement de $CO_2$) à l'interface atmosphère - eau par la méthode au radon (Broecker 1965;

Schindler et al. 1972; Emerson et al. 1973; Emerson 1975), on a ajouté en 1970 du $^{226}Ra$ au lac 227 de la ZLE. Emerson et Hesslein (1973) ont décrit la distribution du $^{226}Ra$ dans la colonne d'eau et ont trouvé qu'il y avait diminution d'un ordre de grandeur de la quantité de $^{226}Ra$ dans les eaux lacustres sur une période de 60 jours. La demi-vie pour l'élimination du $^{226}Ra$ de la colonne d'eau pendant les soixante premiers jours de l'expérience était ≈ 12 jours, mais l'activité s'est ensuite stabilisée à 0,15-0,41 $Bq.L^{-1}$ (4-11 $pCi.L^{-1}$). La plupart du $^{226}Ra$ a été décelé dans les algues recouvrant les rochers de la zone peu profonde à proximité de la rive. Une année après l'addition initiale de radium, l'activité du $^{226}Ra$ dans les sédiments profonds avaient augmenté, probablement par suite de la remise en suspension et de la redistribution des résidus d'algues à proximité de la rive vers les sédiments plus profonds.

Pendant toute la période de l'expérience sur tout le lac, l'activité du $^{222}Rn$ dans les eaux lacustres était de 5-10 fois plus élevée que celles du $^{226}Ra$, l'excédent de $^{222}Rn$ étant produit par le $^{226}Ra$ présent dans les sédiments et les algues recouvrant la surface des roches à proximité de la rive (Emerson et Hesslein 1973; Emerson et al. 1973). Le $^{226}Ra$ se concentrait aussi dans les algues recouvrant les roches des lacs voisins où l'activité naturelle de cet isotope était de 0,7-2 $mBq.L^{-1}$ (0,02-0,05 $pCi.L^{-1}$) (Emerson et Hesslein 1973). Dans une autre expérience d'addition de $^{226}Ra$ dans la ZLE (Hesslein et al. 1980b), la demi-vie d'élimination de la colonne d'eau était de 61 jours et le $^{226}Ra$ présent dans les sédiments lacustres maintenait une activité relativement constante et élevée de $^{222}Rn$.

Emerson et Hesslein (1973) ont mis plusieurs roches recouvertes d'algues détritiques provenant de la zone à proximité de la rive du lac 239, ainsi que de l'eau du même lac, dans une enceinte benthique, en vue de déterminer le taux d'élimination du $^{226}Ra$ par ces algues; ils ont constaté que de 47 à 62% du radium ajouté était sorbé par les algues en 4-5 h. Ce taux de sorption était indépendant du taux de croissance des algues (mesuré à partir de l'absorption de $^{14}C$), et le phénomène se produisait tout aussi bien après qu'on eut fait bouillir des raclures d'algues. La demi-vie de l'élimination du $^{226}Ra$ dans une solution de ≈ 300 mL contenant des matières détritiques d'algues était de 1-4 min.

Hesslein et al. (1980a) ont effectué dans la ZLE une expérience sur l'ensemble d'un lac avec des radiotraceurs ($^{203}Hg$, $^{59}Fe$, $^{60}Co$, $^{65}Zn$, $^{134}Cs$ et $^{75}Se$). Pendant des expériences d'une durée de 350 jours, ils ont trouvé que la demi-vie de l'élimination de l'eau était de 14-52 jours pour les éléments mentionnés ci-dessus (Tableau 3-16). Le $^{203}Hg$, le $^{60}Co$ et le $^{59}Fe$ étaient sorbés par les matières particulaires de la colonne d'eau, puis ils étaient transportés assez rapidement jusqu'aux sédiments profonds et peu profonds, alors que le $^{134}Cs$, le $^{65}Zn$ et le $^{75}Se$ demeuraient davantage en solution et atteignaient plus lentement les sédiments. Les sédiments en suspension dans les lacs de

Tableau 3-16. Demi-vie des radioisotopes dans les eaux épilimnétiques du lac 224, de la zone lacustre expérimentale, Ontario (d'après Hesslein et al. 1980).

| Isotope | $t_{\frac{1}{2}}^{\alpha}$ (d) | Fraction de l'activité totale retenue sur un filtre de 0,45 µm |
|---|---|---|
| $^{203}Hg$ | 14,3 | 0,55 |
| $^{59}Fe$ | 16,1 | 0,98 |
| $^{60}Co$ | 19,5 | 0,87 |
| $^{65}Zn$ | 24,7 | 0,20 |
| $^{134}Cs$ | 28,1 | 0,03 |
| $^{75}Se$ | 52 | 0,22 |

[α] La demi-vie ($t_{\frac{1}{2}}$) est le temps nécessaire pour que l'activité de l'isotope dans l'eau du lac, corrigée pour tenir compte de la désintégration, diminue jusqu'à la moitié de l'activité initiale.

la ZLE sont principalement constitués de matière organique détritique et allochthone, et leur concentration est faible (0,51 mg.$L^{-1}$). Dans ces conditions, l'affinité du $^{134}Cs$, du $^{75}Se$ et du $^{65}Zn$ était faible pour ces substrats (Tableau 3-16). Le $^{134}Cs$ apparaissait assez rapidement dans les sédiments de surface de la rive; les auteurs ont proposé qu'il était sorbé à la surface des sédiments directement à partir de l'eau. Soixante jours après l'addition, plus de 50% du $^{134}Cs$ pouvait être extrait de l'eau du lac dans des résines échangeuses d'ions, ce qui signifie que le $^{134}Cs$ était une espèce ionique. À peu près tout le $^{75}Se$, le $^{203}Hg$ et le $^{65}Zn$ pouvait être extrait de l'eau avec du charbon activé (indiquant ainsi leur association avec de la matière organique dissoute non polaire), et presque tout le $^{60}Co$ et le $^{59}Fe$ était dans la phase particulaire retenue sur des filtres. Cinquante pour cent du $^{75}Se$ ajouté et ≈ 20% du $^{134}Cs$, du $^{65}Zn$ et du $^{60}Co$ ajoutés étaient toujours dans la colonne d'eau un an plus tard.

Schindler et al. (1980a) ont fait état de l'effet de l'acidification sur le devenir à court terme des métaux stables et des radionuclides contenus dans des tubes de plastique immergés dans des lacs de la ZLE. Dans les tubes, des colonnes d'eau témoins (pH 6,7-6,8) et des colonnes d'eau acidifiées au $H_2SO_4$ (pH 5,1-5,7) ont été additionnées de $^{65}Zn$, de $^{60}Co$, de $^{134}Cs$, de $^{203}Hg$, de $^{54}Mn$, de $^{59}Fe$, de $^{51}Cr$, de $^{133}Ba$, de $^{48}V$, de $^{75}Se$, de $^{74}As$, de $^{228}Th$, de $^{210}Pb$, de $^{238}Pu$, de $^{239}Pu$, de $^{241}Am$, de $^{237}Np$ et de $^{242}Cm$, et leur évolution fut suivie pendant 45 jours. Schindler et al. (1980a) ne traitent que des données relatives à certains émetteurs $\gamma$. Comparativement aux témoins, la teneur en fer stable, en manganèse, en aluminium et en zinc des eaux acidifiées augmentait, alors que dans les eaux acidifiées et les eaux témoins la teneur en cuivre stable, en cadmium, en cobalt, en chrome et en plomb était bien en deçà des limites de détection. L'acidification faisait augmenter le temps de séjour dans l'eau du $^{54}Mn$ et du $^{65}Zn$, faisait diminuer le temps de séjour dans l'eau (c.-à.d. augmentation du taux de pertes) du $^{48}V$, du $^{75}Se$, du $^{133}Ba$ et du $^{134}Cs$ et n'avait aucun effet apparent sur la demi-vie de l'élimination du $^{74}As$, du $^{51}Cr$, du $^{60}Co$, du $^{59}Fe$, du $^{203}Hg$ et du $^{228}Th$ de la colonne d'eau.

L'acidification modifiait fortement l'espèce du $^{60}Co$; la plupart du $^{60}Co$ des tubes témoins était associé à la phase particulaire, alors que celui des tubes acidifiés à pH 5,1 était presque entièrement capté par l'extraction au charbon activé des matières organiques non polaires. À l'opposé, l'espèce du $^{134}Cs$ n'était pas influencé par l'acidification; ≈ 60% du $^{134}Cs$ de l'eau du lac était éliminé dans les deux cas par passage sur résine échangeuse d'ions. L'acidification augmentait aussi les proportions de $^{54}Mn$, de $^{65}Zn$ et de $^{133}Ba$ dans la "phase dissoute", alors qu'elle faisait augmenter la proportion de $^{48}V$ et de $^{203}Hg$ dans la phase particulaire. L'acidification expérimentale au $H_2SO_4$ causait des modifications importantes du cycle du soufre, du fer, du $CO_2$ et du $H^+$ dans les lacs (Schindler et al. 1980b); ces cycles influent probablement sur le devenir des radionuclides ajoutés. Schindler et al. (1980a) n'ont proposé aucun mécanisme pour expliquer l'effet de l'acidification sur la mobilité des radionuclides.

Jackson et al. (1980) ont tenté d'interpréter les données relatives à l'addition expérimentale de $^{203}Hg$, de $^{65}Zn$, de $^{59}Fe$, de $^{51}Cr$, de $^{60}Co$, de $^{54}Mn$, de $^{48}V$, de $^{228}Th$, de $^{133}Ba$, de $^{134}Cs$, de $^{75}Se$ et de $^{74}As$ dans de grandes enceintes (enclos limnétiques) de pH différents, dans les lacs 303 et 223 de la ZLE. Les temps de séjour des radionuclides dans la colonne d'eau ont été déterminés et leur partage avec différents complexants pour métaux dans l'eau et les sédiments a été étudié par filtration sur membrane, dialyse, extraction par solvant et séparation sur colonnes de Sephadex. Les radionuclides à valeur élevée de l'énergie de stabilisation du champ christallin, à forte électronégativité ou à petit rayon ionique étaient ceux qui étaient captés le plus facilement par les matières particulaires en suspension dans l'eau; ces radionuclides s'accumulaient de façon préférentielle dans les sédiments. La plupart des nucléides étaient solidement sorbés sur les sédiments et étaient en grande partie non extractible par des échangeurs cationiques, des bases, des acides, de l'eau ou des solvants organiques. Le $^{203}Hg$ et le $^{75}Se$ semblaient former des complexes covalents avec la matière organique de l'humus de l'eau et des sédiments, alors que la plupart des autres éléments paraissaient moins complexés de façon covalente ou moins adsorbés sur des oxydes hydratés de fer et de manganèse. Les sédiments des lacs de la ZLE sont pauvres en sulfures et en minéraux argileux et riches en matière organique et en oxyde de fer et de manganèse. Jackson (1979) souligne que le partage de ces nucléides se ferait de façon différente dans différents milieux sédimentaires (avec différents liants pour métaux, p.ex. $S^{2-}$ et argiles). Les tentatives visant à relier les études effectuées in situ et en laboratoire sur les radionuclides aux propriétés physiques et thermodynamiques des éléments (Duursma et Hoede 1967; Duursma et Bosch 1970; Duursma 1972; Jackson et al. 1980) semblent très prometteuses en ce qui concerne l'élaboration d'hypothèses générales pour remplacer les études plus courantes qui sont spécifiques à un endroit ou à un élément.

Hesslein et al. (1980b) ainsi que Bower et McCorkle (1980) ont décrit les résultats initiaux de l'addition de $^{14}C$ (sous forme de $NaH^{14}CO_3$) dans l'ensemble du lac 24 de la ZLE. Ils ont trouvé que la demi-vie de la disparition du $^{14}C$ était d'à peu près 13 jours, la plupart du $^{14}C$ étant perdu par échange de $CO_2$ avec l'atmosphère. L'activité du $^{14}C$ du carbone organique dissous ou particulaire a atteint un plateau en 14 jours, mais elle n'est jamais devenu égale à l'activité spécifique du carbone inorganique dissous dans l'eau.

### 3.4.5.2 Mobilité des radionuclides dans l'eau

Il semble n'y avoir aucune hypothèse générale concernant la mobilité, la solubilité ou la disponibilité relatives des radionuclides dans l'eau. Il existe de nombreux articles et revues sur les systèmes métal-ligand organique et les systèmes métal-sol/sédiment, mais les conditions expérimentales et écologiques permettent rarement

l'extrapolation au-delà de limites étroites. On fera une brève revue des études récentes portant sur les radionuclides et/ou les éléments traces et qui s'intéressaient à l'effet de l'état d'oxydation, des espèces ioniques, de la force ionique, du potentiel d'oxydoréduction, du pH et de la présence de ligands inorganiques/organiques sur le comportement des radionuclides dans les écosystèmes aquatiques candiens.

L'importance de l'effet de la matière organique dissoute et/ou colloïde sur la mobilité des radionuclides et des métaux lourds dans les lacs et les cours d'eau est un sujet encore controversé dans la littérature. Certains auteurs soutiennent que les métaux sont présents dans les eaux de surface à des concentrations supérieures à celles permises par la solubilité des formes inorganiques, à cause d'une stabilisation par des ligands ou sous forme de complexes assurée par la matière inorganique ou organique dissoute (Swain 1963; Stumm et Bilinski 1972); d'autres auteurs ont trouvé que la concentration des métaux est bien inférieure à la concentration maximale permise par la solubilité, à cause de la fixation par les matières particulaires et l'absorption biologique (Turekian 1977).

Schnitzer et Khan (1972), Gieseking (1975), Gjessing (1976), ainsi que Jackson et al. (1978) ont étudié le sujet difficile des interactions avec les métaux des matières organiques des sols et des sédiments lacustres. Les constantes de stabilité métal-acides humiques et métal-acides fulviques ont été déterminées en laboratoire dans diverses conditions (Schnitzer et Khan 1972; Takamatsu et Yoshida 1978; Jackson et al. 1978); ces constantes augmentent (c.à.d. que la proportion de métal associé à l'acide augmente) lorsque le pH augmente et diminuent lorsque la force ionique augmente. Les complexes (ou chélates) acides fulviques-métal ont des constantes de solubilité beaucoup plus faibles que les complexes métal-EDTA. Beaucoup des études sur les constantes de stabilité métal-acides fulviques sont difficiles à utiliser in situ, car les conditions expérimentales du laboratoire sont différentes de celles dans la plupart des eaux naturelles.

Rashid et Leonard (1973) ont essayé de simuler des conditions dans les eaux naturelles afin de déterminer le rôle des acides humiques dans la solubilisation des métaux. Ils ont trouvé que ces acides augmentaient la solubilité des métaux et empêchaient leur précipitation par les anions courants qui sont nombreux. Schnitzer et Khan (1972) ont étudié brièvement la capacité des acides fulvique et humique de dégrader les minéraux pour donner des complexes métalliques solubles (ou insolubles) dans l'eau. Les acides humiques et fulviques accélèrent la dissolution de nombreux minéraux riches en fer et en manganèse.

En se servant de diverses méthodes, Giesy et Briese (1977, 1978a, b, 1980) ont étudié la relation entre certains éléments traces et la matière organique "dissoute" (MOD) dans les eaux de surface de l'Europe et de l'est des États-Unis. Ils ont constaté que des fractions

de MOD de masses moléculaires différentes transportaient des éléments différents selon l'abondance des matières particulaires, l'alcalinité, la présence d'autres anions, les concentrations de MOD et le pH. Dans certains cas, la capacité liante du carbone organique était négligeable et tous les agents complexants semblaient être inorganiques ($CO_3^{2-}$, $SO_4^{2-}$, $OH^-$). Cependant, dans d'autres cas, des fractions importantes de certains éléments traces étaient associées à des molécules organiques de masses moléculaires faibles et élevées.

Means et al. (1977) ont utilisé la chromatographie de filtration sur gel pour séparer les espèces inorganiques des espèces organiques de métaux dans les eaux naturelles; ils ont trouvé que la plupart du fer existait sous forme de complexe organique. Bondietti et al. (1976), Cleveland et Rees (1976), ainsi que Nishita et Haug (1979) ont trouvé que les acides humiques et fulviques avaient peu d'effets sur la mobilité du $^{239}Pu$ dans le sol ou l'eau, mais que les acides fulviques pouvaient faire diminuer la valence apparente du plutonium de VI à IV. Lors de ces études, le plutonium semblait être surtout fixé dans la phase solide par la fraction inorganique.

Giesy et al. (1977) ont montré que la masse moléculaire de fractions de matière organique dissoutes dans les eaux naturelles de surface influait sur la fixation du $^{237}Pu$ par les algues et les bactéries. Ils ont trouvé que l'addition de fractions organiques colloïdales de masse moléculaire élevée (> 300 000) provoquait la diminution de la fixation du $^{237}Pu$ par les cellules, alors que l'addition de fractions organiques de masse moléculaire plus petite (< 500) augmentait la fixation du plutonium. Giesy et Paine (1977) ont aussi étudié l'effet de la matière organique sur la fixation du $^{241}Am$ par Scenedesmus et par une bactérie à pseudomonas; ils ont trouvé que les fractions organiques de faible masse moléculaire (< 500) stimulaient la fixation de cet élément par les cellules.

Selon Stumm et Bilinski (1972), l'importance de la matière organique dans la mobilisation des métaux traces est surestimée. Ils ont soutenu que ce sont les ligands inorganiques avec les anions les plus abondants ($CO_3^{2-}$, $HCO_3^-$, $SO_4^{2-}$, $OH^-$, $HS^-$, $S^{2-}$, $HPO_4^{2-}$ et $Cl^-$), qui déterminent la charge, l'espèce, le site de sorption et, par conséquent, la solubilité de la plupart des éléments dans les eaux naturelles. Pour résoudre cette question, il faudra effectuer beaucoup plus de recherche sur les systèmes simples et complexes composés de plusieurs métaux et de plusieurs ligands (Mattigod et Sposito 1977). Giesy et Briese (1980) ont conclu que la capacité de lier du cadmium, du cuivre et du plomb des eaux douces du nord de l'Europe était entièrement d'origine inorganique. Alberts et Wahlgren (1980) ont soutenu le $^{234+240}Pu$ existent dans les Grands Lacs du Saint-Laurent sous forme d'un complexe anionique avec le $CO_3^{2-}$ ou le $OH^-$. La grande affinité, utile en analyse, de nombreux métaux de transition et de beaucoup d'éléments transuraniens pour les oxydes/hydroxydes de fer et de manganèse (Loganathan et Burau 1973; Means et al. 1978b; Takematsu 1979) permet aussi de supposer un

mécanisme rapide de liaison d'origine inorganique. Oakley et al. (1980) ont laissé le cuivre, le cadmium, le zinc et le plomb se partager dans des sédiments anaérobies préparés en laboratoire et constitués d'acides humiques, d'argile, de sable, de sulfure ferreux et d'eau de mer; ils ont trouvé qu'un équilibre apparent était rapidement atteint (< 10 d), la plupart des éléments traces étant liés aux fractions inorganique de FeS et d'argile.

Les études relatives à l'électrochimie des surfaces particulaires et au cycle Fe/Mn (Tippings et Cooke 1980) seront vraisemblablement très utiles pour interpréter les cycles aquatiques des radionuclides (Aston et Chester 1973). Il semble logique et plus fructueux (au présent stade de nos connaissances) d'évaluer quantitativement l'importance des espèces inorganiques et la formation de ligands/complexes d'éléments traces dans les eaux naturelles avant d'absorber la formation de complexes avec des matières organiques (Stumm et Bilinski 1972).

Contrairement à la matière organique naturelle, dissoute ou particulaire, dont la capacité de fixation est petite aux concentrations faibles, les détergents et les agents chélatants et complexants fabriqués par l'homme ont une capacité très grande et très spécifique de rendre extrêmement mobiles des éléments très insolubles. Les travaux de Means et al. (1978a) montrent qu'il y a augmentation de quatre ordres de grandeur de la mobilité du $^{60}Co$ dans l'eau par suite de la formation d'un complexe avec l'EDTA (utilisé comme détergent pour le nettoyage des réacteurs). On pourrait ainsi expliquer la migration rapide du $^{60}Co$ dans la nappe phréatique et l'écosystème du bassin du lac Perch (voir Section 3.4.2.5). Des études expérimentales effectués dans la ZLE (Hesslein 1980; Hesslein et al. 1980a) montrent que le $^{60}Co$ (ajouté sous forme d'espèces inorganiques cationiques) est sorbé rapidement par les particules et qu'il est fixé dans les sédiments aérobies. La chélation du $^{103}Ru$ et des autres radionuclides (Nishiwaki et al. 1975; ainsi que Ishiyama et Matsumara 1977) modifie grandement la mobilité, la réactivité, l'espèce et l'affinité de ces éléments. Il y aurait lieu d'effectuer des recherches sur la longévité et le taux de dégradation dans l'environnement de ces puissants agents chélatants, en vue d'inhiber ou de détruire leur effet solubilisant sur les éléments traces et les radionuclides. Rudd et Hamilton (1972) ainsi que Rudd et al. (1973) ont étudié le taux de dégradation du nitrilotriacétate (NTA) dans les eaux d'égout et les eaux naturelles. Selon Hrubec et van Delft (1981), le NTA est éliminé des eaux souterraines de percolation et ne mobilise pas des quantités importantes d'éléments traces.

On étudie présentement l'espèce et la valence des radionuclides dans les eaux de surface et dans les sédiments, ce qui entraîne la confusion habituelle entre les théoriciens et les chimistes travaillant in situ. Dhanpat et al. (1980) ainsi que Dhanpat et Serne (1977) ont calculé que l'état d'oxydation du plutonium devrait être (V) dans un milieu oxydant et (III) dans un milieu réducteur. Ils ont prévu

que, dans les eaux de surface oxygénées à pH ≈ 8, l'espèce principale est le $PuO_2CO_3OH^-$. Au cours d'expériences effectuées en laboratoire et dans le lac Michigan, Bondietti et al. (1976) ainsi que Wahlgren et al. (1976) ont trouvé que la valence du plutonium est (IV), et qu'il est constitué d'une espèce anionique de faible masse moléculaire, probablement complexé par du $CO_3^{2-}$ et du $OH^-$. Alberts et al. (1977) ont montré que même si les eaux filtrées du lac Michigan transportaient du $^{239+240}Pu$ sous forme d'une espèce anionique d'un diamètre > 3 nm (masse moléculaire de 30 000), les eaux des marais et des étangs de Georgie, riches en matière organique dissoute, contenaient du plutonium sous forme d'espèces anioniques, cationiques et neutres. On a traité de la même façon de la neige et de la pluie prélevées à Argonne (Illinois) afin de déterminer la charge des espèces de plutonium; l'on a décelé des espèces anioniques, cationiques et neutres qui traversaient un système d'ultrafiltration à pores de 3 nm de diamètre. Wahlgren et al. (1980) soutiennent aussi que la plupart du plutonium dans les sédiments des Grands Lacs du Saint-Laurent est du Pu(IV) solidement lié, alors que le plutonium de la colonne d'eau est en grande partie du Pu(VI) anionique associé à du carbonate.

D'après cette brève discussion, il semble que le plutonium peut exister dans différents types d'eau sous plusieurs états d'oxydation et sous forme de plusieurs espèces moléculaires. Comme la valence et l'espèce moléculaire déterminent la réactivité, la solubilité et la mobilité dans l'eau d'un élément donné, il y aurait lieu d'effectuer davantage de recherche méthodologique et de recherche in situ sur ce point. Malgré la diversité de valences et d'espèces, le comportement du plutonium dans les Grands Lacs du Saint-Laurent est très constant depuis le lac Supérieur, qui est oligotrophe, jusqu'aux lacs Érié et Ontario, qui sont riches en particules et en organismes biologiques (Wahlgren et al. 1980a).

Tracik et al. (1979) ont montré que l'algue verte Scenedesmus obliquus accumule des concentrations semblables de plutonium à partir de solutions préparées en laboratoire et contenant du $^{238}PU(IV)$, du $^{238}Pu(VI)$, du $^{239}Pu(IV)$ et du $^{229}Pu(VI)$. D'autre part, il existe certains indices permettant d'expliquer le comportement différent du Pu(IV) et du Pu(VI). Fried et al. (1977) ont montré que la migration du plutonium dans le basalt, le calcaire et la cendre volcanique provoquait le déplacement lent d'une fraction importante et le déplacement rapide d'une fraction plus petite. L'une des hypothèses expliquant ces données suppose que la plupart du plutonium fixé sur les surfaces rocheuses est du Pu(IV), alors que la phase mobile est un complexe de Pu(VI). Bondietti et al. (1976) considèrent aussi que le Pu(VI) est une espèce plus mobile, mais dont l'existence dans les eaux de surface et dans les sédiments est moins probable.

Dans les eaux de surface, le plomb existe habituellement sous forme de particules ou est associé à de la matière colloïdale riche en matière organique ou en fer. Harrison et Lazen (1980) ont étudié l'eau

potable en Angleterre et en Écosse; ils ont trouvé que, dans les eaux ultrafiltrées pauvres en carbone organique dissous et très alcalines, la plus grande partie du plomb existait sous forme d'un complexe inorganique. L'eau du robinet riche en carbone organique dissous contenait une plus grande proportion de plomb complexé par des molécules organiques labiles. Dans tous les cas, plus de 50% du plomb dissous était associé à de la matière colloïdale dont la taille variait de 0,015 à 1 µm, et semblait être associé aux hydroxydes de fer. Le complexe inorganique de plomb le plus probable est le $Pb(CO_3)_2^{2-}$ (Stumm et Morgan 1970). Giesy et Briese (1977, 1978a, b) et Steinberg (1980) ont trouvé la plus grande partie du plomb dans les fractions plus grossières (0,1-15 µm) de la matière organique dissoute tirée d'eaux douces et dures et séparées ensuite par chromatographie sur gel.

Langmuir (1978) a résumé l'état des données théoriques et des données mesurées relatives à l'uranium. Il a montré que, à faible pH et dans des conditions réductrices, il y a complexation de l'U(IV) avec $OH^-$, $F^-$ et $HPO_4^{2-}$. Dans des eaux oxydantes, à la pression partielle de $CO_2$ normalement observée dans l'atmosphère et à un pH supérieur à 7, la plupart de l'U(VI) est complexé avec le $CO_3^{2-}$, est très soluble et peut être soit cationique, soit anionique. La sorption des complexes de carbonate de l'U(VI) sur les oxydes de fer et de manganèse est maximale dans la plage de pH 6-8,5. Ces complexes sont alors facilement réduits en U(IV), une espèce moins soluble. Pour se servir du rapport d'activités du $^{234}U:^{238}U$ à des fins de datation des nappes phréatiques, il est essentiel de comprendre la mobilité des complexes de $CO_3^{2-}$ de l'U(VI) et l'insolubilité relative de l'U(IV) en milieu réducteur de pH plus faible (Kronfeld et Adams 1974; Cowart et Osmond 1974; Cowart et al. 1978).

L'état d'oxydation et la formation de complexes sont importants également, dans le cas du technétium et du neptunium. Dans les eaux de surface aérées, le Tc(VII) (sous forme de $TcO_4^-$) et le Np(V) (sous forme de $NpO_2^+$) sont très mobiles et se déplacent avec la phase aqueuse. Après réduction dans des eaux ou des sédiments anaérobies, le Tc(IV) ($TcO_2$) et le Np(IV) ($NpO_2$) sont beaucoup moins solubles. Allard et al. (1979), Wildung et al. (1979), Bondietti et Francis (1979), Bird et al. (1978), ainsi que Paquette et al. (1980) ont fait état des possibilités de migration géologiques de ces éléments peu connus et de la menace environnementale qu'ils constituent.

## 3.5 RADIONUCLIDES DANS L'ENVIRONNEMENT MARIN

### 3.5.1 INTRODUCTION

Bien que les océans constituent un "puits" d'envergure pour les radionuclides dissous dans les eaux naturelles et pour ceux contenus dans les sédiments en suspension ou fixés sur ceux-ci, les concentrations de radionuclides dans l'eau de mer sont très faibles.

La plupart des radionuclides dans l'eau et les sédiments des océans sont associés à la désintégration des radionuclides primordiaux (série de la désintégration de l'uranium), alors que les autres proviennent de l'interaction avec les rayons cosmiques dans l'atmosphère et sont déposés ultérieurement dans les océans. De plus, bien des radionuclides d'origine anthropique se trouvent maintenant dans les eaux et les sédiments marins.

Les activités anthropiques des quarante dernières années ont eu un effet considérable sur la quantité de radionuclides dans les océans. En plus d'augmenter l'apport de radionuclides naturels, ces activités ont aussi fait apparaître d'autres radio-isotopes que l'on ne trouve pas normalement dans la nature (p.ex. products de fission et produits d'activation). Ainsi, la teneur en tritium à la surface de l'océan a augmenté par un facteur de 10 pendant les trente dernières années par suite de la libération du tritium formé par les réactions de capture neutronique et les réactions de fission ternaire dans les armes et les réacteurs nucléaires. Des quantités additionnelles de radionuclides primordiaux ont été libérés par l'érosion accélérée causée par les travaux de terrassement. Ces processus ont, bien sûr, influé aussi à différents degrés sur l'apport des éléments naturels et des matières particulaires (Garrels et al. 1975). Les produits de fission à période plus longue produits par les armes et les réacteurs (p.ex. $^{137}Cs$ et $^{90}Sr$) sont facilement décelables présentement dans l'océan. De même, le $^{239}Pu$, produit de capture neutronique de la désintégration du $^{238}U$ qui possède une longue période, peut aussi être décelé dans le milieu marin.

Le Canada contribue relativement peu à l'ensemble des radionuclides d'origine anthropique dans les océans. Comme le Canada ne produit pas et ne procède pas à des essais d'armes nucléaires, les radionuclides émis au pays sont principalement reliés à l'industrie minière et aux centrales nucléaires. Jusqu'à tout récemment, soit jusqu'à la construction de la centrale nucléaire de Pointe Lepreau (Nouveau-Brunswick), aucun réacteur nucléaire canadien n'était situé sur la côte. Les émissions prévues pour ce réacteur seront, sauf pour le tritium, relativement faibles (voir Section 2.2.2.5). Les radionuclides d'origine anthropique dans les eaux et les sédiments marins appartenant au Canada proviennent surtout de l'activité nucléaire globale; ces radionuclides ont été bien documentés dans la littérature. Au Canada, on a effectué peu de travaux sur la distribution et le comportement des radionuclides en milieu marin, et nous devons en grande partie recourir aux renseignements fournis par d'autres pays pour évaluer les conditions dans nos propres eaux territoriales.

Les sections suivantes décrivent la distribution et le comportement de radionuclides particuliers dans les océans du monde. Ils sont classés d'après leurs principales sources (c.-à-dire naturelles au anthropiques).

## 3.5.2 RADIONUCLIDES NATURELS

On donne au Tableau 3-17 les concentrations représentatives des radionuclides naturels d'origine cosmique et terrestre dans l'eau de mer et dans les sédiments.

### 3.5.2.1 Uranium

L'uranium a quatre isotopes à longues périodes: $^{234}U$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 2,48 x $10^5$ a), $^{235}U$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 7,13 x $10^8$ a), $^{236}U$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 2,4 x $10^7$ a) et $^{238}U$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 2,48 x $10^9$ a). Turekian et Chan (1971) ont estimé à 0,3 $\mu g.L^{-1}$ la concentration moyenne d'uranium dans tous les cours d'eau qui se déversent dans les océans. La concentration d'uranium dans les fleuves et les rivières varie d'environ deux ordres de grandeur, soit de 0,04 $\mu g.L^{-1}$ pour le bassin de l'Amazone à quelques microgrammes par litre (Mangini et al. 1979); cette variabilité qui semble être naturelle serait reliée à la concentration de $HCO_3^-$. Les fleuves et les rivières contiennent un excédent de $^{234}U$ par rapport au $^{238}U$ à cause de la mobilisation préférentielle du $^{234}U$ en solution par suite d'effets de rétroaction et de modifications de l'état physico-chimique des produits de désintégration du $^{238}U$ (Burton 1975).

La concentration moyenne d'uranium dans l'eau de mer est de 3,3 $\mu g.L^{-1}$ (Ku et al. (1977). Goldberg et al. (1971) ont évalué le temps de séjour océanique de l'uranium dissous à environ 400 000 ans, ce qui concorde encore avec les estimations récentes. Comme on s'y attendrait pour un élément ayant un temps de séjour aussi long, la distribution de l'uranium dans l'océan est assez homogène; d'ailleurs, tout élément qui reste dans la phase "dissoute" aurait une distribution semblable. Les eaux côtières influencées par le ruissellement peuvent, comme pour la salinité, accuser une diminution des concentrations (Burton 1975). Dans l'eau de mer, le rapport $^{234}U$:$^{238}U$ est de 1,4 ± 0,03 à cause de l'enrichissement en $^{234}U$ dans le ruissellement. On a signalé une teneur moyenne en uranium des sédiments abyssaux de 2 $\mu g.g^{-1}$ (Bertine et al. 1970). Des études récentes laissent entendre qu'il peut y avoir déplétion de l'uranium dans les eaux interstitielles des sédiments abyssaux; il y aurait donc élimination de l'uranium de l'eau de mer par diffusion dans les sédiments de fond (Cochran et Krishnaswami 1980). Cochran et Krishnaswami (1980) ont trouvé des rapports d'activité $^{234}U$:$^{238}U$ allant jusqu'à 1,23 dans les eaux interstitielles des sédiments abyssaux et d'autres études ont montré qu'il y avait léger enrichissement de ces mêmes eaux en $^{234}U$, dû probablement à la mobilité accrue de cet élément; néanmoins, l'importance de cet enrichissement reste à déterminer.

### 3.5.2.2 Protactinium 231

Le premier descendant radioactif du $^{235}U$ est le $^{231}Pa$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 3,25 x $10^4$ a). Sackett (1960), ainsi que Rosholt et al. (1961) ont

Tableau 3-17. Concentrations des radionuclides naturels dans l'eau (d'après NAS 1971).

| Radionuclide | Période | Concentration[a] | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | Dans l'eau de mer | | Dans les sédiments | |
| | | g.L$^{-1}$ | Bq.L$^{-1}$ | g.g$^{-1}$ | Bq.g$^{-1}$ |
| **D'ORIGINE COSMIQUE** | | | | | |
| $^{3}$H | 12,26 a | 0,6-3,4 x 10$^{-16}$ | 0,02-0,12 | - | - |
| $^{7}$Be | 53 d | 3,9 x 10$^{-19}$ | 0,005 | - | - |
| $^{10}$Be | 2,5 x 10$^{6}$ a | 0,4 x 10$^{-19}$ | 3,1 x 10$^{-11}$ | 9 x 10$^{-14}$ | 7 x 10$^{-5}$ |
| $^{14}$C | 5576 a | 3 x 10$^{-14}$ | 0,004 | (0,1-1) x 10$^{-13}$ | 0,002-0,2 |
| $^{24}$Na | 2,6 a | - | - | - | - |
| $^{26}$Al | 7,4 x 10$^{5}$ a | 2,9 x 10$^{-19}$ | 2,0 x 10$^{-10}$ | - | - |
| $^{32}$Si | 710 a | 5,0 x 10$^{-19}$ | 4,0 x 10$^{-7}$ | 2 x 10$^{-16}$ | 2 x 10$^{-4}$ |
| $^{32}$P | 14,3 d | <1,5 x 10$^{-18}$ | - | - | - |
| $^{33}$P | 25 d | <3,1 x 10$^{-18}$ | - | - | - |
| $^{35}$S | 87 d | <1,8 x 10$^{-18}$ | - | - | - |
| $^{36}$Cl | 3,1 x 10$^{5}$ a | 7,7 x 10$^{-17}$ | 9,2 x 10$^{-16}$ | - | - |
| $^{39}$Cl | 1 h | - | - | - | - |
| $^{37}$Ar | 35 d | - | - | - | - |
| $^{39}$Ar | 270 a | 3,8 x 10$^{-20}$ | 4,8 x 10$^{-8}$ | - | - |
| **D'ORIGINE TERRESTRE** | | | | | |
| $^{40}$K | 1,25 x 10$^{9}$ a | 4,5 x 10$^{-5}$ | 12 | (0,8-4,5) x 10$^{-6}$ | 0,19-1,1 |
| $^{87}$Rb | 4,7 x 10$^{10}$ a | 3,4 x 10$^{-5}$ | 1,1 | - | - |
| $^{115}$In | 6,0 x 10$^{14}$ a | - | - | - | - |
| $^{129}$I | 1,7 x 10$^{7}$ a | 1,6 x 10$^{-10}$ | 0,001 | - | - |
| $^{138}$La | 2,0 x 10$^{11}$ a | - | - | - | - |
| $^{144}$Nd | 5,0 x 10$^{15}$ a | - | - | - | - |
| $^{147}$Sm | 1,3 x 10$^{11}$ a | - | - | - | - |
| $^{176}$Lu | 2,4 x 10$^{10}$ a | - | - | - | - |
| $^{180}$W | 10$^{14}$ a | - | - | - | - |
| $^{187}$Re | 5,0 x 10$^{10}$ a | - | - | - | - |
| $^{190}$Pt | 10$^{12}$ a | - | - | - | - |
| $^{207}$Tl | 4,79 min | - | - | - | - |
| $^{208}$Tl | 3,10 min | <1,2 x 10$^{-23}$ | <8 x 10$^{-5}$ | 2,1 x 10$^{-21}$ | 0,014 |
| $^{210}$Pb | 19,4 a | 4,1 x 10$^{-24}$ | 5 x 10$^{-5}$ | 6,7 x 10$^{-22}$ | 8,2 x 10$^{-3}$ |
| $^{211}$Pb | 36,1 min | 3,7 x 10$^{-16}$ | 0,001 | 4,5 x 10$^{-19}$ | 0,12 |
| $^{212}$Pb | 10,6 h | <9,0 x 10$^{-23}$ | <8 x 10$^{-5}$ | 1,6 x 10$^{-20}$ | 0,014 |
| $^{214}$Pb | 26,8 min | 2,4 x 10$^{-21}$ | 1,2 x 10$^{-4}$ | 3,9 x 10$^{-19}$ | 0,020 |
| $^{210}$Bi | 5,01 d | 2,9 x 10$^{-21}$ | 0,003 | 1,2 x 10$^{-19}$ | 0,12 |
| $^{211}$Bi | 2,16 min | 7,8 x 10$^{-19}$ | 0,003 | 3,1 x 10$^{-17}$ | 0,12 |
| $^{212}$Bi | 60,5 min | <5,6 x 10$^{-24}$ | <8 x 10$^{-5}$ | 1,0 x 10$^{-21}$ | 0,014 |
| $^{214}$Bi | 19,7 min | 2,2 x 10$^{-22}$ | 1,2 x 10$^{-4}$ | 3,7 x 10$^{-24}$ | 2,0 x 10$^{-6}$ |
| $^{210}$Po | 138,4 d | 2,1 x 10$^{-21}$ | 0,003 | 8,8 x 10$^{-20}$ | 0,13 |
| $^{211}$Po | 0,52 s | 7,3 x 10$^{-16}$ | 0,001 | 8,8 x 10$^{-16}$ | 0,12 |
| $^{212}$Po | 3,04 x 10$^{-7}$ s | <6,8 x 10$^{-29}$ | <2,5 x 10$^{-8}$ | 1,2 x 10$^{-26}$ | 4,4 x 10$^{-6}$ |
| $^{214}$Po | 1,64 x 10$^{-4}$ s | 1,2 x 10$^{-32}$ | 8 x 10$^{-5}$ | 2,4 x 10$^{-29}$ | 0,16 |
| $^{215}$Po | 1,83 x 10$^{-3}$ s | 3,0 x 10$^{-28}$ | 0,003 | 1,1 x 10$^{-27}$ | 0,011 |
| $^{216}$Po | 0,158 s | <8,1 x 10$^{-29}$ | <8 x 10$^{-5}$ | 1,4 x 10$^{-26}$ | 0,014 |
| $^{218}$Po | 3,05 min | 1,0 x 10$^{-26}$ | 1,2 x 10$^{-4}$ | 1,7 x 10$^{-24}$ | 0,020 |
| $^{219}$Rn | 3,92 s | 3,4 x 10$^{-22}$ | 0,003 | 1,4 x 10$^{-20}$ | 0,12 |
| $^{220}$Rn | 51,5 s | <1,7 x 10$^{-25}$ | <8 x 10$^{-5}$ | 3,1 x 10$^{-23}$ | 0,015 |
| $^{222}$Rn | 3,8 d | 3,3 x 10$^{-24}$ | 1,2 x 10$^{-4}$ | 5,4 x 10$^{-22}$ | 0,020 |
| $^{223}$Fr | 22 min | 6,3 x 10$^{-19}$ | 0,003 | 2,5 x 10$^{-17}$ | 0,12 |
| $^{223}$Ra | 11,68 d | <7,0 x 10$^{-24}$ | <1 x 10$^{-5}$ | 1,4 x 10$^{-21}$ | 2,0 x 10$^{-3}$ |
| $^{224}$Ra | 3,64 d | <4,4 x 10$^{-20}$ | <8 x 10$^{-5}$ | 8,5 x 10$^{-18}$ | 0,015 |
| $^{226}$Ra | 1622 a | 2,1 x 10$^{-20}$ | 1,2 x 10$^{-4}$ | 3,4 x 10$^{-18}$ | 0,019 |
| $^{228}$Ra | 6,7 a | (0,4-1,6) x 10$^{-13}$ | (1-6) x 10$^{-3}$ | - | - |
| $^{227}$Ac | 21,6 a | 1,4 x 10$^{-16}$ | 8 x 10$^{-4}$ | 2,3 x 10$^{-15}$ | 0,013 |
| $^{228}$Ac | 6,13 h | <1,0 x 10$^{-15}$ | <0,003 | 5,9 x 10$^{-15}$ | 0,018 |
| $^{227}$Th | 18,17 d | 1,5 x 10$^{-20}$ | 1,3 x 10$^{-3}$ | 2,4 x 10$^{-19}$ | 0,021 |
| $^{228}$Th | 1,91 a | <7,0 x 10$^{-20}$ | <8 x 10$^{-5}$ | 1,3 x 10$^{-17}$ | 0,015 |
| $^{230}$Th | 7,52 x 10$^{4}$ a | (0,7-7) x 10$^{-19}$ | (0,2-2) x 10$^{-5}$ | 7,0 x 10$^{-16}$ | 0,021 |
| $^{231}$Th | 25,6 h | (0,1-3,3) x 10$^{-14}$ | (0,8-25) x 10$^{-4}$ | 1,1 x 10$^{-9}$ | 0,08 |
| $^{232}$Th | 1,42 x 10$^{10}$ a | 8,6 x 10$^{-20}$ | 1,7 x 10$^{-3}$ | 2,9 x 10$^{-20}$ | 5,7 x 10$^{-4}$ |
| $^{234}$Th | 24,1 d | (0,5-5) x 10$^{-13}$ | (0,2-2) x 10$^{-6}$ | 5,0 x 10$^{-6}$ | 20 |
| $^{231}$Pa | 3,43 x 10$^{4}$ a | 4,3 x 10$^{-17}$ | 0,04 | 2,6 x 10$^{-17}$ | 0,024 |
| $^{234}$Pa | 1,18 min | 1 x 10$^{-12}$ | 0,002 | 1,0 x 10$^{-11}$ | 0,015 |
| $^{234}$U | 2,48 x 10$^{5}$ a | 1,4 x 10$^{-19}$ | 3,7 | 4,7 x 10$^{-20}$ | 1,2 |
| $^{235}$U | 7,13 x 10$^{8}$ a | 1,8 x 10$^{-10}$ | 0,043 | 1,0 x 10$^{-10}$ | 0,024 |
| $^{238}$U | 4,47 x 10$^{9}$ a | 2,1 x 10$^{-8}$ | 0,0025 | 7,1 x 10$^{-9}$ | 8,5 x 10$^{-4}$ |
| | | 3,3 x 10$^{-6}$ | 0,038 | 2,0 x 10$^{-6}$ | 0,024 |

[a] 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm).

introduit des méthodes de datation des sédiments marins utilisant le $^{231}Pa$ et le $^{230}Th$. En effet, le $^{231}Pa$ et le $^{230}Th$ sont produits dans la colonne d'eau océanique à des taux semblables. De plus, les propriétés de précipitation et d'absorption des deux radionuclides sur des particules solides sont semblables et ils sont transférés de façon rapide et efficace aux sédiments. Certains écarts sont apparus dans la datation de carottes par la méthode au $^{231}Pa$ et la méthode au $^{230}Th$. Il semble qu'un certain partage entre ces deux radionuclides se produit sur les sédiments; le $^{231}Pa$ serait concentré de façon préférentielle dans certaines phases sédimentaires ou le $^{230}Th$ serait mobilisé de façon préférentielle dans les sédiments abyssaux (Cochran et Krishnaswami 1980).

Moore et Sackett (1964) ont décelé 1-2 $fg.L^{-1}$ dans trois échantillons d'eau prélevés dans l'océan Atlantique Nord et dans la mer des Antilles. Ils ont estimé le temps de séjour océanique du $^{231}Pa$ à moins de 100 ans, ce qui est comparable à celui du thorium. On a trouvé que le rapport d'activité $^{230}Th:^{231}Pa$ était d'à peu près 2 dans l'eau de mer. Dans les couches supérieures des sédiments pélagiques, l'existence de $^{231}Pa$ est en grande partie non prouvée.

### 3.5.2.3 Thorium

Dans l'océan, on retrouve principalement le thorium 232 ($t_{\frac{1}{2}} = 10^{10}$ a) dans les sédiments marins et on en décèle très peu dans l'eau de mer. Broecker et al. (1973) ont montré que le rapport d'activité $^{228}Th:^{228}Ra$ dans les eaux de surface en pleine mer avait une faible dispersion autour d'une valeur moyenne de 0,2, ce qui indique un temps de séjour dans les eaux de surface d'environ 0,7 année pour le thorium. Cela reflète la précipitation très rapide du $^{228}Th$. Broecker et al. (1973) ont aussi trouvé que le rapport d'activité $^{228}Th:^{228}Ra$ dans l'eau de fond était à peu près égal ou inférieure à l'unité. Le $^{228}Th$ produit par diffusion du $^{228}Ra$ hors des sédiments de fond fait donc apparaître des concentrations excédentaires de $^{228}Th$ par rapport aux concentrations de $^{232}Th$ dans lea eaux de fond (Nozaki et al. 1981).

Bacon et Anderson (1982) ont déterminé les proportions de $^{234}Th$ (4%), de $^{228}Th$ (15%) et de $^{230}Th$ (17%) existant sous forme de particules dans la colonne d'eau océanique. Ils ont conclu que l'élimination rapide du thorium de l'océan se fait par l'intermédiaire des particules plus fines dont le temps de séjour dans les abysses est de 5-10 ans; ils ont aussi conclu que les échanges entre les particules et le soluté sont réversibles. Les travaux de Nozaki et al. (1981) ont montré que les concentrations de $^{230}Th$ augmentaient avec la profondeur dans le secteur occidental du Pacifique Nord, à partir de valeurs aussi faibles que 0,8 $\mu Bq.L^{-1}$ (0,02 $fCi.L^{-1}$) à la surface jusqu'à des valeurs comprises entre 10 et 30 $Bq.L^{-1}$ (0,3 et 0,8 $fCi.L^{-1}$) près de l'interface sédiments/eau. Cette situation correspond à l'élimination du $^{280}Th$ par adsorption sur les particules dans la couche de surface, à la

sédimentation des particules et, en profondeur, à un nouvel échange du thorium entre les phases particulaires et dissoutes.

Dans les sédiments marins, le $^{232}Th$ est d'origine détritique et, dans l'eau de mer, seule une faible partie est précipitée hors de la solution (Prospero et Koczy 1966). La période du $^{232}Th$ est si longue qu'on peut l'utiliser pour déterminer les taux de sédimentation ou de formation des coraux. Selon Moore et Sackett (1964), la concentration du $^{232}Th$ dans l'eau de mer se situe entre 0,3 et 0,7 $ng.L^{-1}$ dans les eaux profondes. Les travaux de Kaufman (1969) ont indiqué que la concentration du $^{232}Th$ dans l'eau de mer devrait être inférieure à 0,07 $ng.L^{-1}$. Les dosages les plus récents des isotopes du thorium dissous dans l'eau de mer (Bacon et Anderson 1982) font état de concentrations de 0,04 $Bq.L^{-1}$ (1 $pCi.L^{-1}$) pour le $^{234}Th$, de 3-10 $\mu Bq.L^{-1}$ (0,08-0,3 $fCi.L^{-1}$) pour le $^{230}Th$, de < 2 $\mu Bq.L^{-1}$ (0,05 $fCi.L^{-1}$) pour le $^{232}Th$, et de 2-20 $\mu Bq.L^{-1}$ (0,05-5 $fCi.L^{-1}$) pour le $^{228}Th$.

Kuznetsov et al. (1968a, b) ont noté que le dépôt de $^{232}Th$ est fonction du taux de sédimentation lorsque des matières terrigènes forment la masse des particules de sédiments dans l'océan. D'autre part, lorsque le dépôt est constitué principalement de sédiments authigènes, la concentration du $^{232}Th$ devrait être inférieure. Ku et al. (1968) ont montré que dans des sédiments pélagiques, les concentrations de $^{232}Th$ varient de 1 à 15 $\mu g.g^{-1}$. La plupart du $^{232}Th$ se trouve avec des substances autres que des carbonates.

Le $^{230}Th$ des sédiments migre vers le haut jusqu'à l'interface sédiments-eau (Sackett 1965). Selon Burton (1975), le $^{230}Th$ est produit la façon uniforme dans l'océan, et les rapports $^{230}Th$:$^{232}Th$ dans les sédiments de surface traduisent les variations régionales attendues par suite des origines différentes du $^{230}Th$ et du $^{232}Th$.

La concentration de $^{232}Th$ et de $^{230}Th$ dans la phase solide des sédiments abyssaux est respectivement de 0,08 et de 2,5 $Bq.g^{-1}$ (2 et 68 $pCi.g^{-1}$ (Cochran et Krishnaswami 1980). Ces auteurs n'ont pas trouvé de quantités décelables de $^{232}Th$ dans les eaux interstitielles de ces sédiments, ce qui concorde avec la nature détritique du thorium. Cependant, ils ont décelé des quantités considérables de $^{230}Th$, mais ils estiment que cela est dû à la contamination par des matières particulaires des échantillons d'eau interstitielle. Si cette dernière explication est erronée, il faut supposer qu'il y a dans une certaine mesure migration préférentielle du $^{230}Th$ dans les sédiments.

### 3.5.2.4 Radium

Le radium 226 ($t_{\frac{1}{2}}$ = 1620 a) provient de la désintégration du $^{238}U$. Les sources de radium dans l'océan sont l'apport fluvial et le transport atmosphérique. On a rapporté que l'activité du $^{226}Ra$ dans les fleuves et les rivières se situe entre 0,04 et 5,3 mBq (1 et 40 fCi)

(voir Tableau 3-5, Section 3.4.1) (Miyake et al. 1964; Moore 1967). Bhat et Krishnaswami (1969) ont signalé que les concentrations de $^{226}Ra$ dans les fleuves et les rivières sont reliées à celles des autres métaux alcalino-terreux, soit le calcium et la magnésium. Une certaine désorption du radium adsorbé sur les matières particulaires fluviales peut se produire près de l'embouchure des fleuves (Elsinger et Moore 1980).

La concentration moyenne du $^{226}Ra$ dans les eaux de surface de l'océan est de 1,5 $mBq.L^{-1}$ (40 $fCi.L^{-1}$). Des valeurs comparables ont été signalées dans l'océan Indien (Koczy et Szaba 1962), le nord-ouest de l'océan Atlantique (Szabo 1967; Broecker et al. 1967a, b), les parties nord et équatoriales de l'océan Pacifique (Broecker et al. 1967a, b; Broecker et Kaufman 1970; Chung et Craig 1973) et dans le Pacifique Sud, au nord de la convergence antarctique (Ku et al. 1970).

Il y a des gradients verticaux marqués des concentrations de $^{226}Ra$ dans les océans (Pettersson 1955; Koczy 1958), la teneur en $^{226}Ra$ de la colonne d'eau augmentant avec la profondeur (Peng et al. 1979). Les concentrations augmentent jusqu'à 6 $mBq.L^{-1}$ (160 $fCi.L^{-1}$) dans les abysses du Pacifique et, jusqu'à 3 $mBq.L^{-1}$ (80 $fCi.L^{-1}$) dans l'Atlantique, à cause de la libération de $^{226}Ra$ dans les eaux surnageantes à partir des eaux interstitielles des sédiments océaniques (Chung et al. 1974).

De plus, il semble évident que le $^{226}Ra$ associé aux particules qui se déposent dans les sédiments du plateau continental retourne ensuite dans la colonne d'eau et se dépose finalement dans le milieu pélagique (Elsinger et Moore 1980). Il s'ensuit que les sédiments pélagiques de surface peuvent contenir jusqu'à 1,5 $Bq.g^{-1}$ (40 $pCi.g^{-1}$) de $^{226}Ra$.

Dans les eaux océaniques, les sédiments de fond constituent la principale source de $^{228}Ra$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 6,7 a). Les travaux de Kaufman (1969), de Moore (1969a, b) de Krishnaswami et Lal (1972), ainsi que de Kaufman et al. (1973), indiquent une variance de moins de 0,005-3,2 $mBq.L^{-1}$ (0,1-86 $fCi.L^{-1}$) pour la teneur en $^{228}Ra$ dans les eaux de surface. Les résultats obtenus par Blanchard et Oakes (1965), ainsi que par Moore (1969a, b), ont montré que les concentrations étaient les plus élevées des plateaux continentaux. De plus, ces auteurs ont observé des rapports $^{228}Ra$:$^{226}Ra$ élevés dans les eaux dont la circulation était restreinte. Les eaux du Pacifique Sud et de l'Antarctique contenaient les concentrations de surface les plus faibles et, en plein océan Atlantique et en plein océan Indien, la plage des concentration de $^{228}Ra$ était de 0,17-0,58 $mBq.L^{-1}$ (4,6-16 $fCi.L^{-1}$).

Les travaux de Kaufman et al. (1973) ont montré que, relativement aux modes de circulation à la surface des océans, la distribution du $^{228}Ra$ correspond à un apport provenant des sédiments du plateau continental. Moore (1969a, b) a fait état de concentrations de

$^{226}Ra$ de 0,03-0,47 mBq.$L^{-1}$ (0,8-13 fCi.$L^{-1}$) dans des échantillons d'eau abyssale prélevés à moins de 200 m du fond marin. Ses travaux ont montré que les eaux de fond de l'océan Atlantique contiennent davantage de $^{228}Ra$ que celles de l'océan Pacifique. La teneur en $^{228}Ra$ des eaux de fond devrait permettre de calculer les coefficients de diffusion tourbillonnaire verticale sur une échelle de temps plus longue que le $^{222}Rn$. À des profondeurs intermédiaires, on a constaté que l'eau contenait 0,02-0,07 mBq.$L^{-1}$ (0,5-2 fCi.$L^{-1}$) de $^{228}Ra$. Kaufman et al. (1973) ont confirmé le fait que le $^{228}Ra$ est, lui assez, précieux pour l'étude du transport horizontal. Des mesures récentes du rapport $^{228}Ra$:$^{226}Ra$ dans la mer de Norvège, la mer du Labrador, la mer du Groenland et la baie Baffin, ont permis d'étudier le taux de brassage horizontal et vertical dans ces régions (Moore et al. 1980).

3.5.2.5 Radon 222

Le radon 222 est le descendent à courte période ($t_{\frac{1}{2}}$ = 3,8 jours) du $^{226}Ra$, et il apparaît naturellement dans la série de désintégration du $^{238}U$. Selon Duursma (1972), le radon peut être négligé en tant que contaminant à cause des quantités relativement petites émises dans la mer à la suite de l'exploitation de gisements uranifères et de sa période si courte.

Une partie du $^{222}Rn$ gazeux produit pra la désintégration radioactive du $^{226}Ra$ dissous dans la couche mixte s'échappe dans l'atmosphère; il s'ensuit que l'activité du $^{222}Rn$ dans la couche mixte est inférieure à l'activité d'équilibre du $^{226}Ra$ (Peng et al. 1979). Comme la différence dépend du taux d'échange gazeux, le dosage du $^{222}Rn$ et du $^{226}Ra$ présents dans l'océan est utile à l'étude de l'échange gazeux air-mer et du mélange vertical dans les couches limites (Broecker et al. 1967a, b; Schink et al. 1970).

L'activité caractéristique du $^{222}Rn$ dans les eaux de surface est d'à peu près 83 mBq (2,2 pCi) par 100 kg. Le temps de séjour moyen de cet élément à la surface de l'océan est d'environ 22 jours (Peng et al. 1979). Le pouvoir émanateur du radon à la surface océanique est négligeable (Turekian et al. 1977; Peng et al. 1979); en pleine mer, les concentrations de $^{222}Rn$ au-dessus de l'eau ne sont que d'à près 1% de celles au-dessus des régions continentales (Wilkening et Clements 1975). L'augmentation de l'apport de radon au-dessus des eaux côtières provient de l'émanation de $^{222}Rn$ par les sédiments de fond peu profonde.

Au-dessus de l'interface sédiments-eau, la concentration de radon est supérieure à la concentration d'équilibre à cause de la diffusion des gaz à partir des sédiments sous-jacents où les concentrations de $^{226}Ra$ sont supérieures à celles dans la colonne d'eau. Broecker et al. (1967a, b) ont trouvé des excédents de $^{222}Rn$ dans les eaux de fond de plusieurs régions, et les travaux de Broecker et al. (1968), de Broecker et Kaufman (1970), de Chung et Craig (1972) et de

Chung (1973) ont montré que cette situation était fréquente. Parmi les facteurs responsables de la présence d'un excédent de $^{222}Rn$ à proximité du fond, citons: les différents taux de brassage vertical dans les différentes couches, les processus d'advection et, dans certains cas, la présence de fortes concentrations de matière en suspension dans les couches néphéloïdes. Dans les zones où la topographie du fond est variée, le brassage horizontal peut produire des concentrations excédentaires de radon dans toute la colonne d'eau, comme dans les eaux du plateau des Bahamas (Broecker 1965).

### 3.5.2.6 Polonium

Le polonium possède un radio-isotope naturel à longue période, le $^{210}Po$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 138 jours), qui existe surtout en phase dissoute dans la couche mixte de surface. Tsunogai et Nozaki (1971) ont signalé que les variations latitudinales des concentrations de $^{210}Po$ dans les eaux de surface sont semblables à celles rapportées pour le $^{210}Pb$. Des mesures effectuées par Shannon et al. (1970) ont indiqué que le rapport moyen d'activités $^{210}Po$:$^{210}Pb$ était d'à peu près 0,5 aux environs du cap de Bonne-Espérance. Ce déséquilibre a été attribué en partie à l'incorporation préférentielle du $^{210}Po$ par des organismes marins (Bacon 1977); cette constatation a été confirmé par divers auteurs (Shannon et Cherry 1967; Holtzmann 1969; Beasley et al. 1969, 1971; Shannon et al. 1970; Shannon 1973). Le rapport de concentration $^{210}Po$:$^{210}Pb$ est inférieur à 5 dans le phytoplancton, d'environ 10 dans le zooplancton, et d'à peu près 100 dans les poissons pélagiques.

De plus, le déséquilibre $^{210}Po$:$^{210}Pb$ dans la couche mixte de surface peut être attribuée à un transport plus rapide du $^{210}Po$ vers les eaux profondes sur la plus grande partie de la surface océanique (Nozaki et al. 1976). Le temps de séjour de $^{210}Po$ dans la couche mixte est de 0,6 année (Bacon et al. 1976), soit moins que celui du $^{210}Pb$. La concentration de $^{210}Po$ dans la couche mixte de surface est d'environ 1,2 $mBq.L^{-1}$ (32 $fCi.L^{-1}$) (Shannon 1973). Au-delà de la couche mixte, les concentrations de $^{210}Po$ augmentent, en partie à cause du recyclage du $^{210}Po$ particulaire et en partie à cause de la pénétration de $^{210}Po$ depuis l'atmosphère (Bacon et al. 1976). On a estimé qu'à peu près 50% du $^{210}Po$ éliminé de la couche mixte, probablement par des processus biologiques, est recyclé dans la thermocline (Bacon et al. 1976). Cependant, la quantité totale de $^{210}Po$ et de $^{210}Pb$ dans toute la colonne d'eau ne s'écarte à peu près pas de l'équilibre séculaire. Dans les couches plus profondes, il semble que le $^{210}Po$ ait un temps de séjour de quatre ans en ce qui concerne son taux d'élimination de la solution (Bacon et al. 1976).

### 3.5.2.7 Plomb 210

Le plomb 210 a une période de 22 ans. Dans le milieu marin, le $^{210}Pb$ provient de la désintégration du $^{238}U$ qui passe par le $^{222}Rn$,

un gaz noble. La période du $^{210}Pb$ en fait un isotope utile comme traceur, car il permet de déterminer l'importance du brassage des eaux profondes avec les eaux de surface. On s'en sert le plus souvent pour des études géochronologiques dans les sédiments lacustres, estuariens et côtiers, où sa désintégration in situ permet de déterminer l'âge sur des périodes allant jusqu'à 150 ans. On a beaucoup utilisé la méthode de datation au $^{210}Pb$ pour étudier la "mémoire" sédimentaire du fjord Saguenay dans l'est du Canada. Grâce à la distribution du $^{210}Pb$ dans les sédiments du fjord, on a étudié la chronologie des variations de la sédimentation naturelle (Smith et Walton 1980; Schafer et al. 1980; Smith et al. 1980), l'histoire de la contamination au mercure (Smith et Loring 1981) et le transport du $^{210}Pb$ et des retombées de radionuclides par ce système (Smith et Ellis 1982). On devrait souligner que le brassage biologique des sédiments (bioturbation) peut compliquer la "mémoire" sédimentaire; il faut prendre d'importantes précautions pour choisir les colonnes sédimentaires et pour compenser l'effet du brassage biologique (Smith et Schafer 1979; Smith et Walton 1980; Smith et Ellis 1982). Comme il y a moins de $^{222}Rn$ émis par l'océan que par la terre, l'apport de $^{210}Pb$ sur la côte est inférieur à cause de la proximité de la mer.

Bien que des quantités élevées de $^{210}Pb$ aient été décelées dans la troposphère en 1962-1963, Crozaz (1967), Beasley (1969), Shannon et al. (1970), ainsi que Shannon et Orren (1970) n'ont observé aucune augmentation correspondante des valeurs à la surface du sol. Ramme et al. (1961) et Goldberg (1963) ont été les premiers à signaler les concentrations de $^{210}Pb$ dans les eaux océaniques. Au cours d'études effectuées au large de la côte de la Californie, ils en ont trouvé 1,7 $mBq.kg^{-1}$ (46 $fCi.kg^{-1}$) dans les eaux de surface. Beasley (1969) a rapporté des concentrations négligeables à la suite d'essais nucléaires.

Tsunogai et Nozaki (1971) ont étudié les variations latitudinales des concentrations de $^{210}Pb$ dans les eaux de surface. Ils ont signalé que l'activité moyenne est la plus élevée (≈ 3 $mBq.kg^{-1}$ (80 $fCi.kg^{-1}$)) aux latitudes nord moyennes (30°N); aux latitudes sud moyennes, elle était ≈ 1,7 $nBq.kg^{-1}$ (46 $fCi.kg^{-1}$)); dans la zone équatoriale et le sud du Pacifique Sud, ces auteurs rapportaient des valeurs moyennes de ≈ 0,8 $mBq.kg^{-1}$ (20 $fCi.kg^{-1}$). Aux stations du sud de l'Atlantique Nord, la distribution verticale de l'activité du $^{210}Pb$ variait de 0,8 à 3 $mBq.L^{-1}$ (20-80 $fCi.L^{-1}$) (Bacon et al. 1976).

Dans l'océan, le $^{210}Pb$ existe principalement (≈ 90%) en phase dissoute. La principale source de $^{210}Pb$ dans les eaux abyssales est la désintégration du $^{226}Ra$ de la colonne d'eau. À la surface, il y a un excédent de $^{210}Pb$ par rapport au $^{226}Ra$. On suppose que cet état est maintenu par l'apport de $^{210}Pb$ produit par désintégration du $^{222}Rn$ dans l'atmosphère (Bacon et al. 1976; Bacon 1977; Bacon et al. 1980). Dans les abysses, il y a cependant déséquilibre du rapport $^{210}Pb$:$^{226}Ra$ manifesté par la diminution des concentrations de $^{210}Pb$ avec la profondeur dans la thermocline. Pour expliquer ces observations, Craig

et al. (1973) ont proposé un modèle basé sur la fixation par les particules en suspension dans la colonne d'eau; les données semblent cependant correspondre davantage à l'élimination du $^{210}Pb$ par entraînement par les matières particulaires qui se déposent, ainsi que par fixation à l'interface sédiments-eau. Spencer et al. (1981) ont traité de façon quelque peu détaillée de l'importance de l'élimination du $^{210}Pb$ aux limites de l'océan; ils ont proposé de la relier à des processus de réduction du fer et du manganèse dans les sédiments, puis à des processus d'oxydation dans les couches mixtes limites.

Le temps de séjour du $^{210}Pb$ dans les eaux de surface à moins de 100 m de profondeur a été estimé par Nozaki et Tsunogai (1973) à 0,63 an, et par Rama et al. (1961), à 2 ans. D'après des résultats obtenus dans le Pacifique nord, Craig et al. (1973) ont calculé un temps de séjour de 54 ans dans les eaux abyssales.

### 3.5.2.8 Indium

Le radio-isotope de l'indium ayant la période la plus longue est le $^{115}In$ ($t_{\frac{1}{2}} = 6 \times 10^{14}$ a); cet isotope que l'on considère comme stable existe à l'état naturel. Les autres isotopes ne sont produits que par l'industrie nucléaire. Il n'existe aucune information sur la distribution des radio-isotopes de l'indium dans la mer, mais leur abondance ou leur dispersion ne devrait pas être très élevée dans le milieu marin.

### 3.5.2.9 Potassium 40

La concentration dans l'eau de mer du potassium 40, un radionucléide naturel à période de $1,29 \times 10^9$ années, se maintient à 12 $Bq.L^{-1}$ (324 $pCi.L^{-1}$). Ses descendants sont le $^{40}Ca$ et le $^{40}Ar$. Le potassium 40 constitue environ 90% de la radioactivité naturelle de l'eau de mer. Les résultats des travaux de Swallow (1969) ont montré que la radioactivité du $^{40}K$ est de 12.3 $Bq.L^{-1}$ (331 $pCi.L^{-1}$) pour de l'eau de mer ayant une salinité de $35^0/oo$ et contenant du K à raison de 0,399 $g.L^{-1}$. Dymond (1969) a indiqué que l'utilisation de la méthode de datation au $^{40}K/^{40}Ar$ est limitée dans le milieu marin à des fragments vitrifiés d'origine volcanique trouvés dans les sédiments abyssaux.

### 3.5.2.10 Chlore 36

Le principal radio-isotope du chlore dont la présence est prévue dans le milieu marin est le $^{36}Cl$ ($t_{\frac{1}{2}} = 3 \times 10^5$ a). Selon Goldberg et al. (1971), le $^{36}Cl$ n'est transporté dans les abysses que par mélange physique seulement. De faibles concentrations de $^{36}Cl$ ont été signalées dans l'eau de mer (Davis et Schaeffer 1955).

3.5.2.11 Soufre 35

Le seul radionuclide important du soufre est le $^{35}S$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 87 jours). Selon Duursma (1972), le $^{36}S$ est un faible émetteur bêta qui est produit par activation neutronique du $^{34}S$ stable des sulfates ou du phosphore des phosphates qui sont dissous dans l'eau de refroidissement des réacteurs. À cause de sa courte période, le $^{35}S$ s'accumule peu dans les sédiments marins; il est difficile aussi de le déceler ailleurs qu'à sa source.

3.5.2.12 Phosphore

Le phosphore a deux radio-isotopes à période plus longue, le $^{32}P$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 14,3 jours) et le $^{33}P$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 25 jours). Ces deux radionuclides peuvent être produits par activation neutronique du phosphore dissous dans les eaux de refroidissement des réacteurs nucléaires, mais leur période relativement courte font qu'ils ne persistent pas dans l'eau de mer.

3.5.2.13 Silicium 32

Le silicium 32 est un radionuclide naturel ($t_{\frac{1}{2}}$ = 500 a) qui est produit dans l'atmosphère par les rayons cosmiques et qui provient de la spallation de l'argon. Selon Kharkar et al. (1966), l'explosion d'armes nucléaires ne produit pratiquement pas de $^{32}Si$.

Selon Lal (1969), les faibles concentrations naturelles de $^{32}Si$ et les risques d'adsorption de cet isotope sur les minéraux ou les risques de son élimination du système empêchent de l'utiliser pour étudier le déplacement des eaux. La variabilité dans le temps de son taux de sédimentation empêche aussi l'utilisation du $^{32}Si$ pour déterminer l'âge des glaces. Lal (1969) a affirmé que la plupart des données relatives au $^{32}Si$ proviennent de l'analyse des éponges siliceuses. La teneur en $^{32}Si$ des couches de surface diminue par suite de l'enfoncement des squelettes siliceux. Les petites quantités de $^{32}Si$ décelées dans les abysses sont dues à sa période, qui est moyenne, et à un long temps de séjour (Armstrong 1965).

3.5.2.14 Aluminium 26

L'aluminium 26 est un radionuclide naturel du milieu marin. Il est produit par le bombardement des constituants atmosphériques par les rayons cosmiques. Les calculs de Tanaka et al. (1972) laissent penser que 60% du $^{26}Al$ qui se trouve dans les sédiments provient de la poussière cosmique. Kokoyama et al. (1978), ont estimé le taux d'apport de $^{26}Al$ à 90 $pBq.cm^{-2}.a^{-1}$ ($2,4 \times 10^{-21}$ $Ci.cm^{-2}.a^{-1}$); ces chercheurs ont indiqué que les valeurs semblables du temps de séjour moyen dans l'océan

du béryllium, de l'aluminium et du fer dissous (quelques centaines d'années) proviennent en grande partie du cycle des matières particulaires dans l'océan. Les temps de séjour des fractions solubles de ces éléments reflètent les différences ou les similarités de leur comportement chimique dans l'eau de mer.

La période du $^{26}Al$ (0,716 x $10^6$ a) est si longue qu'il ne se produit à peu près aucune désintégration radioactive pendant son temps de séjour dans le milieu marin. Dans les sédiments océaniques, le $^{26}Al$ est dosable dans les zones où le taux de sédimentation est très faible et où l'activité spécifique du $^{26}Al$ est la plus élevée (Duursma 1972). McCorkell et al. (1967) ont montré que, de façon prédominante, le $^{26}Al$ et le $^{10}Be$ sont présents dans les glaces du Groenland sous forme soluble. Silker et al. (1968) ont supposé que la majeure partie du $^{26}Al$ d'origine cosmique existe sous forme soluble dans l'eau de mer, car c'est ainsi qu'existe le $^{7}Be$. L'aluminium 26 est éliminé des eaux de surface par des particules qui s'enfoncent (Goldberg et al. 1971), probablement par suite d'assimilation et d'incorporation biologiques (Stoffyn 1979; Stoffyn et Mackenzie 1982).

Merril et al. (1960), Alberts et al. (1976) et Hydes (1977), ont évalué à 0,5 $\mu g.L^{-1}$ la concentration d'aluminium dissous en pleine mer; ils ont calculé que le temps de séjour était de 1400 ans. Mackenzie et Stoffyn (1977) ont constaté que la distribution et la concentration d'aluminium dissous dans une coupe hydrographique verticale de la mer Méditerranée, près de la Corse, étaient régies par l'activité biologique; la concentration variait alors en fonction de la profondeur. La concentration d'aluminium était minimale (à peu près 1 $\mu g.L^{-1}$) entre 40 et 80 m de profondeur, ce qui coincide avec la thermocline, alors qu'elle était maximale (environ 5 $\mu g.L^{-1}$) à 600 m.

### 3.5.2.15 Sodium

Le sodium a deux radionuclides à période plus longue, soit le $^{22}Na$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 2,6 a) et le $^{24}Na$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 15 h). Du stock global de $^{22}Na$, soit 0,37 PBq (0,01 MCi) (UNSCEAR 1977), 44% se trouvent dans la couche mixte et 8% dans les abysses, alors qu'on n'en trouve presque pas dans les sédiments, à cause du temps de séjour élevé du sodium dans les océans.

Selon Duursma (1972), les activités nucléaires pourraient produire du $^{22}Na$, mais l'activation neutronique du $^{23}Na$ (sodium stable) ne produit que des isotopes de masse atomique supérieure. Duursma (1972) a aussi indiqué que la période du $^{24}Na$ est trop courte pour que l'on puisse déceler cet isotope à l'extérieur du voisinage immédiat des aires d'essais nucléaires.

### 3.5.2.16 Carbone 14

Le $^{14}C$ naturel provient de l'action des neutrons du rayonnement cosmique; il est produit dans la haute atmosphère par la

réaction $^{14}N(n,p)^{14}C$. La période du $^{14}C$ (5730 a) en fait un outil précieux pour l'étude des échanges entre les eaux de surface et les eaux abyssales, de la circulation des eaux abyssales et de la géodatation des sédiments récents (Olsson et Eriksson 1965; Stuiver 1980).

Au début des années 50, avant les premiers essais nucléaires d'importance, les concentrations de $^{14}C$ dans l'atmosphère diminuaient à cause de l'utilisation de combustibles fossiles moins riches en $^{14}C$. Les concentrations atmosphériques de $^{14}C$ ont augmenté de façon appréciable depuis 1954, atteignant un sommet entre 1964 et 1966. Le stock marin global de $^{14}C$ est de 11,1 EBq (300 MCi) (UNSCEAR 1967), dont 2,2% se trouve dans les couches mixtes des océans, 0,4% dans les sédiments et 92% dans les abysses. Les activités anthropiques, surtout les essais nucléaires n'en ont introduit que 220 PBq (6 MCi).

Le temps de séjour atmosphérique du $^{14}C$ est relativement court, soit environ 6,8 ans (Stuiver 1980); ainsi, depuis le début de l'ère nucléaire, les principales variations de concentration se sont produites dans la couche océanique supérieure. Young et Fairhall (1968) se sont servis de la distribution du $^{14}C$ provenant des essais nucléaires de 1961-1962 pour suivre les phénomènes de brassage atmosphérique et d'échange de dioxyde de carbone entre l'atmosphère et la mer. La pénétration dans l'Atlantique du $^{14}C$ provenant des essais nucléaires est plus profonde aux latitudes nord et sud plus élevées, la distribution étant très symétrique de part et d'autre de l'équateur (Stuiver 1980). Rafter et O'Brien (1970) ont fait état d'un accroissement moyen de 14% de l'activité spécifique du $^{14}C$ dans les eaux océaniques de surface entre 1958 et 1968, pour neuf stations dans le Pacifique Sud et l'océan Antarctique. Certains ont supposé que le $^{14}C$ est éliminé assez rapidement de la couche mixte par fixation sur les matières particulaires puis sédimentation ultérieure (Somayajulu et al. 1969; Burton 1975). Selon certains indices, le temps de séjour du $^{14}C$ dans la couche mixte est assez courte, soit de l'ordre de 5-10 ans.

Young et Fairhall (1968) ont mesuré la teneur en radiocarbone de l'eau de surface à divers moments et à divers endroits au large des côtes de la Colombie-Britannique et du nord-ouest des États-Unis. Leurs résultats, exprimés en $\Delta^{14}C$, variaient entre environ 50 et 180‰. Selon les mesures, l'activité du $^{14}C$ naturel dans l'eau de mer est 3,3-5,0 mBq.$L^{-1}$ (89-135 fCi.$L^{-1}$) (NAS 1971).

### 3.5.2.17 Béryllium

Le béryllium, qui appartient au groupe des métaux alcalino-terreux, possède deux isotopes à période plus longue, le $^{7}Be$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 53 jours) et le $^{10}Be$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 2,7 x $10^{6}$ a). Ces deux nucléides existent naturellement dans le milieu marin et sont produits dans l'atmosphère par des réactions de spallation avec l'oxygène et l'azote par le rayonnement cosmique. Selon Prospero et Koczy (1966), le $^{7}Be$ et le $^{10}Be$

ont tous deux des temps de séjour de plusieurs semaines dans l'atmosphère; Goldberg (1965) a montré que leur temps de séjour dans l'océan est d'environ 150 ans. À cause de sa période relativement courte, le $^{7}Be$ n'a été décelé que dans les eaux de surface; d'ailleurs, Silker a signalé qu'il y avait diminution prononcée de la concentration de ces isotopes avec la profondeur (1972a, b).

Selon la littérature, le stock global de $^{7}Be$ est de 37 PBq (1 MCi), dont 60% se trouve dans la stratosphère, 20% dans les couches mixtes des océans, 0,2% dans les abysses et 0% dans les sédiments océaniques (UNSCEAR 1977). Silker et al. (1968) ont montré que la plupart du $^{7}Be$ semble être présent dans l'eau de mer sous forme dissoute; cet isotope peut donc servir de traceur pour étudier les processus de brassage des eaux de surface sur plusieurs mois.

Le $^{10}Be$ pénètre dans l'océan par précipitation. À cause de sa longue période, on peut le déceler dans les sédiments marins. L'idée de se servir du rapport $^{26}Al:^{10}Be$ pour la datation des carottes sédimentaires vient de Lal (1962). Cette proposition est basée sur le fait que le $^{26}Al$ et le $^{10}Be$ ont un temps de séjour océanique comparable et que les variations régionales des taux de production et d'introduction dans l'océan devraient être les mêmes puisque ces deux nucléides sont formés dans l'atmosphère. Tanaka et al. (1977) ont comparé la méthode de datation au $^{10}Be$ des sédiments marins à la méthode paléomagnétique: ils ont trouvé qu'elles donnaient des résultats concordants. Amin et al. (1966) ont évalué le taux de dépôt du $^{10}Be$ en comparant les concentrations mesurées dans les sédiments au taux d'introduction dans les océans. Tanaka et al. (1968) ont trouvé que la concentration du $^{10}Be$ était semblable à celle mesurée auparavant par d'autres chercheurs (Amin et al. 1966); cependant, la concentration du $^{26}Al$ était inférieure, ce qui donnait une limite supérieure de 0,03 pour le rapport d'activité $^{26}Al:^{10}Be$. Yokoyama et al. (1978) ont traité des temps de séjour océanique du $^{10}Be$ et du $^{26}Al$. Raisbeck et al. (1980) ont évalué le temps de séjour du $^{10}Be$ à 630 ans, ce qui est très proche de la valeur calculée du temps de séjour des substances à l'état dissous (voir Tableau 3-2).

Les résultats d'étude effectués sur plusieurs concrétions (Somayajulu 1967; Krishnaswami et Lal 1972; Bhat et al. 1973) ont montré que l'activité de surface variait d'environ 0,16 à plus de 1,6 $Bq.kg^{-1}$ (4->40 $pCi.kg^{-1}$). Amin et al. (1966) ont montré que les carottes prélevées dans le Pacifique Sud présentaient, jusqu'à une profondeur de 100 cm, une activité à peu près uniforme de $^{10}Be$ (0,07 Bq (1,9 pCi) par kilogramme de sédiments secs). L'activité absolue du béryllium est faible, mais son activité spécifique est élevée à cause de la très faible concentration du béryllium stable dans les sédiments marins (Prospero et Koczy 1966).

### 3.5.3 RADIONUCLIDES D'ORIGINE ANTHROPIQUE

Le Tableau 3-18 donne l'activité de certains radionuclides d'origine anthropique.

#### 3.5.3.1 Strontium

Le strontium a deux isotopes à longue période produits par fission: le $^{89}Sr$($t_{\frac{1}{2}}$ = 51 jours) et le $^{90}Sr$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 28 a). Le $^{89}Sr$ et le $^{90}Sr$ ont été décelés dans les retombées nucléaires et dans les effluents des centrales nucléaires et des usines de retraitement. Dans la mer, l'isotope le plus étudié est le $^{90}Sr$.

En janvier 1976, le stock global de $^{90}Sr$ était évalué à 590 PBq (16 MCi), dont seulement 0,4% demeure dans la stratosphère. La quantité cumulée des dépôts correspondant aux retombées (corrigée pour tenir compte de la désintégration) est de 426 PBq (11,5 MCi). La plupart des retombées de $^{90}Sr$ dans les océans se trouvent encore dans la couche de surface au-dessus de la thermocline. En pleine mer, les concentrations (activités) sont d'à peu près 0,007 $Bq.L^{-1}$ (0,2 $pCi.L^{-1}$) dans la couche superficielle; par contre, elles sont plus petites par un facteur d'au moins 30 en dessous de la thermocline. Dans les régions côtières et dans les estuaires, les concentrations peuvent être plus élevées par un facteur de 5. Des mesures effectuées dans l'Atlantique Nord (UNSCEAR 1977) montrent que seulement environ 1% du strontium provenant des retombées a atteint les sédiments océaniques, ce qui se reflète dans le rapport $^{137}Cs$:$^{90}Sr$ plus élevé dans les sédiments (≈ 4) que dans l'eau (≈ 1,5). C'est là, entre autres, un indice montrant que, dans l'eau de mer, (i) le $^{90}Sr$ existe à l'état ionique; (ii) le $^{90}Sr$ est facilement dissous; (iii) il y a dilution isotopique du $^{90}Sr$ avec sa forme stable; (iv) le $^{90}Sr$ ne tend guère à s'adsorber sur les matières particulaires; et (v) le $^{90}Sr$ et le $^{137}Cs$ sont des traceurs valables pour suivre les déplacements d'eau. Les concentrations les plus élevées de $^{90}Sr$ ont été mesurées dans le secteur nord-ouest du Pacifique, près des aires d'essais utilisées par les Américians avant 1963 (Burton 1975).

#### 3.5.3.2 Césium

Le césium a trois radio-isotopes produits par fission, dont les périodes sont au moins de plusieurs jours: le $^{135}Cs$ ($t_{\frac{1}{2}} > 2 \times 10^6$ a), le $^{136}Cs$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 13,5 jours), et le $^{137}Cs$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 30 a). Le césium 135 peut être produit à partir du baryum par des réactions (n,p); sa présence dans le milieu marin n'a guère d'importance vu sa longue période et la faible activité correspondante. Il en va de même du $^{136}Cs$ à cause de la brièveté de sa période.

Dans le milieu marin, le $^{137}Cs$ produit par fission est l'un des radionuclides artificiels les plus largement répandus et les plus

Tableau 3-18. Activité des radionuclides dans l'eau de mer et les sédiments marins.

| Nucléide | Période (a) | Activité[a] Eau de mer ($Bq.L^{-1}$) | Activité[a] Sédiments ($Bq.kg^{-1}$) |
|---|---|---|---|
| $^{3}H$ | 12,33 | 0,12 (eaux de surface naturelles)<br>0,92-1,85 (eaux de surface actuelles)<br>0,02 (eaux abyssales) | - |
| $^{14}C$ | 5730 | 0,004 | 2-180 |
| $^{90}Sr$ | 29 | 0,004 (eaux de surface)<br>0,0002 (eaux abyssales)<br>$^{137}Cs:^{90}Sr$ = 1,5 | - |
| $^{137}Cs$ | 30,1 | 0,007 (eaux de surface)<br>0,0002 (eaux abyssales) | 0,1-1,5<br>Atlantique Nord |
| $^{239(+240)}Pu$ | 24 000<br>(6600) | 0,04-0,4 x $10^{-4}$ (=50% en dessous de la thermocline)<br>1 x $10^{-5}$ (eaux de surface)<br>7 x $10^{-5}$ (maximum à une profondeur intermédiate (Pacifique)<br>3 x $10^{-6}$ (eaux abyssales) | 0,5 (Pacifique)<br>4 (Baltique) |

[a] 1 Bq = 27 pCi = 60 désintégrations/minute (dpm).

facilement décelables. Jusqu'à janvier 1976, on avait estimé l'ensemble des retombées de $^{137}Cs$ à 622 PBq (16,8 MCi), en se basant sur des dosages du $^{90}Sr$ et sur un rapport $^{137}Cs$:$^{90}Sr$ de 1,45 dans les retombées (Harley et al. 1965). Dans l'Atlantique, le rapport $^{137}Cs$:$^{90}Sr$ est semblable à celui des retombées (Bowen et al. 1974; 1980), ce qui indique qu'il y a relativement peu de différences entre les temps de séjour océanique de ces deux isotopes. Les $^{137}Cs$ et le $^{90}Sr$ demeurent, croit-on, surtout en solution et, par conséquent, leur temps de séjour océanique est bien plus long que leur période. Selon Burton (1975), le $^{137}Cs$ se dissout facilement dans l'eau de mer, et il y a dilution isotopique avec le césium stable présent en solution. Par contre, selon Goldberg (1971), la distribution du césium dans l'eau de mer accuse des variations non systématiques qui défient toute explication. Tout $^{137}Cs$ particulaire pouvant être présent dans l'eau de mer est très probablement relié à la présence de restes biologiques et de particules de sédiments inorganiques (Lowman et al. 1971). Les mécanismes primaires de la précipitation du césium dans les abysses sont toujours inconnus: la nature organique ou inorganique de l'hôte particulaire prédominant et l'importance de l'absorption directe par les sédiments du $^{137}Cs$ présent dans l'eau de mer prêtent à une certaine controverse.

L'analyse de carottes sédimentaires prélevées en pleine mer dans les abysses de l'Atlantique Nord montre que seulement 3% environ des retombées de $^{137}Cs$ ont atteint le fond océanique (Noshkin et Bowen 1973). En pleine mer, l'activité dans les eaux de surface est d'à peu près 0,0074 $Bq.L^{-1}$ (0,2 $pCi.L^{-1}$) (Bowen et Roether 1973) et, dans les abysses, elle est plus faible par un facteur d'environ 30. On a montré que, dans le Pacifique, le rapport $^{137}Cs$:$^{90}Sr$ est de 1,46 ± 0,16, alors que celui prévu dans les retombées est de 1,45 (Bowen et al. 1980).

Le césium 137 est utile comme traceur pour suivre la circulation dans les océans. Par exemple, Kupferman et al. (1979) ont utilisé la distribution du $^{137}Cs$ dans l'Atlantique Nord pour calculer la vitesse moyenne d'enfoncement de l'eau depuis la couche mixte jusqu'à des profondeurs dépassant 1000 m pendant la période de retombées importantes (1952-1972). Les résultats de leurs calculs, soit $1,4 \times 10^7$ $m^3.s^{-1}$, se comparent bien avec une estimation antérieure des eaux de surfaces et des eaux entraînées à proximité de la surface de l'Atlantique Nord qui s'enfoncent à travers la surface isotherme à 4°C (Worthington 1976).

### 3.5.3.3 Plutonium

Parmi les isotopes du plutonium provenant des retombées, le $^{238}Pu$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 86,4 a), le $^{239}Pu$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 24 400 a), le $^{240}Pu$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 6 600 a) et le $^{241}Pu$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 13 a) sont ceux dont la présence dans l'environnement est la plus importante. Le mode principal de désintégration des trois premiers isotopes est l'émission α. Le $^{241}Pu$ se désintègre par émission β. A cause de sa longue période, de sa toxicité chimique et de sa

radiotoxicité, le $^{239}Pu$ est le plus important des radionuclides transuraniens présents dans les retombées. Jusqu'à 1971, les retombées ont déposé quelque 12 ± 1,3 PBq (326 ± 36 kCi) de $^{239+240}Pu$ (Hardy et al. 1973). Cependant, les rapports $^{239+240}Pu:^{90}Sr$ mesurés à la surface de l'océan par Hardy et ses collaborateurs sont considérablement plus faibles (≈ 0,003) que dans les retombées (0,018; Harley 1975).

Des études récentes sur la distribution du $^{239+240}Pu$, du $^{137}Cs$ et du $^{90}Sr$ dans l'océan Pacifique (Bowen et al. 1980) ont révélé des rapports d'activité $^{239}Pu:^{90}Sr$ aussi faibles dans les eaux de surface (≈ 0,002). Ces faibles rapports reflètent l'élimination plus rapide de $^{239+240}Pu$ des couches superficielles, par fixation sur des particules puis sédimentation, par rapport à l'élimination du $^{90}Sr$ qui est à l'état dissous. Divers auteurs (Miyake et Sugimura 1968; Burton 1975) avaient déjà conclu que le $^{239}Pu$ disparaissait des eaux de surface assez rapidement en comparaison du $^{137}Cs$ et du $^{90}Sr$. Par la suite, Miyake et Sugimura (1976) ont noté qu'il y avait accroissement du rapport $^{239+240}Pu:^{90}Sr$ dans les eaux plus profondes, ce qui concorde avec l'elimination du plutonium avec les particules et son recyclage. Ces renseignements permettent de conclure que le plutonium ne reste pas à l'état dissous et qu'il doit exister un processus de transport vertical de cet élément vers le fond. Cette conclusion fut étayée plus tard par Labeyrie et al. (1976) et par Higgo et al. (1977) qui ont respectivement confirmé l'existence d'une composante de sédimentation verticale du plutonium marin et l'importance des boulettes fécales d'origine zooplanctonique à sédimentation rapide, comme agent de transport vertical du plutonium.

Le plutonium océanique est distribué entre les phases dissoutes et particulaires dans les proportions d'environ 30 et 70% respectivement (Livingston et Bowen 1979). Il semble donc logique que le plutonium précipite plus rapidement que les radionuclides, comme le $^{90}Sr$ et le $^{137}Cs$, qui existent principalement en solution. Cependant, Livingston et Bowen (1979) ont sérieusement considéré l'hypothèse voulant qu'une partie importante du plutonium se comporte essentiellement comme une substance à l'état dissous dans l'océan, car la valeur déduite du taux de sédimentation de la composante verticale la plus lente mesurée par Labeyrie et al. (1976) est comparable à la vitesse descendante moyenne de l'eau de surface elle-même. Ainsi, il est probablement raisonnable de conclure que le plutonium décelé dans les sédiments pélagiques y a été apporté par des particules à sédimentation rapide, comme les boulettes fécales, chargées de matières provenant de la couche de surface, mais il n'est pas encore certain si le plutonium présent dans des eaux profondes provient surtout de processus faisant intervenir de façon prédominante des espèces solubles ou des espèces non solubles. Comme il semble y avoir un déséquilibre entre la valeur des rapports $^{239+240}Pu:^{90}Sr$ et $^{239+240}Pu:^{137}Cs$ en eaux profondes et dans la couche de surface, il semble douteux que le plutonium ait été surtout transporté vers le fond par des processus faisant intervenir uniquement la circulation océanique. Dans le

Pacifique au moins, une certaine proportion du plutonium qui sédimente semble se réassocier aux eaux profondes; en effet, le rapport $^{239}Pu:^{90}Sr$ passe par un maximum très élevé dans l'intervalle de profondeur 400-800 m, ce qui semble refléter la remise en solution du plutonium particulaire et son déplacement ultérieur par des processus de transport à prédominance horizontale (mélange et advection) (Brown et al. 1980). Il semble aussi que le plutonium puisse être mobilisé de nouveau à partir des sédiments abyssaux après sédimentation sous forme particulaire (Bowen et al. 1980; Noshkin et Wong 1980).

Il existe une autre difficulté en ce qui concerne les mécanismes relatifs d'élimination du $^{137}Cs$ et du $^{239+240}Pu$ par les sédiments côtiers. Conformément à la conclusion de Livingston et Bowen (1979), la distribution uniforme du $^{137}Cs$ dans les sédiments côtiers laisse supposer qu'une bonne partie du transport de ce radio-isotope vers les sédiments peut s'accomplir par échange isotopique, authigénèse ou fixation biologique directe à l'interface sédiments-eau. Comme la distribution du $^{239+240}Pu$ dans ces sédiments est peu hétérogène, il est possible de supposer que des processus similaires d'échange direct régissent l'incorporation du plutonium dans des sédiments côtiers. Par ailleurs, l'uniformité de la distribution du $^{137}Cs$ et du $^{239+240}Pu$ peut n'avoir aucun rapport avec les processus respectifs d'élimination de ces éléments de la colonne d'eau côtière.

Une petite portion du plutonium total dans l'environnement est constituée de $^{238}Pu$. En 1964, il y a rejet d'à peu près 1 kg (630 TBq (17 kCi)) de $^{238}Pu$ par suite de la combustion d'un satellite de navigation lors de sa rentrée dans l'hémisphère sud, ce qui provoqua l'augmentation par un facteur de trois de l'ensemble des retombées de cet isotope (Hardy et al. 1973). Avec l'utilisation accrue de $^{238}Pu$ comme source énergétique des générateurs thermo-électriques utilisés en médecine, on peut s'attendre à ce que cet isotope devienne davantage omniprésent dans les milieux terrestres et côtiers.

Le plutonium dissous dans l'eau de mer devrait être entièrement du Pu(VI), alors que la phase particulaire devrait contenir surtout du Pu(IV) (Aston 1980). Des mesures de l'état d'oxydation du plutonium effectuées in situ dans la mer d'Irlande (Nelson et Lovett 1978) ont montré que plus de 75% du plutonium contenu dans l'eau de mer filtrée est du Pu(VI), et que plus de 90% de celui contenu dans les matières particulaires en suspension est du Pu(IV). Aston (1980) en a déduit qu'il y avait des matières colloïdales contenant du $Pu(OH)_4$ dans les échantillons filtrés, ce qui explique la présence du Pu(IV) dans les mesures effectuées in situ sur la "phase dissoute". De plus, la présence du Pu(IV) dans le milieu marin, où il devrait être thermodynamiquement instable, constitue un indice confirmant l'importance de la polymérisation irréversible des colloïdes du $Pu(OH)_4$ comme mécanisme permettant de régulariser les espèces et d'éliminer le plutonium contenu dans l'eau de mer.

### 3.5.3.4 Cérium 144

Le $^{144}Ce$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 285 jours) est très répandu dans le milieu marin. Cet isotope est un produit de fission primaire; on peut le déceler dans les aérosols atmosphériques en suspension au-dessus de l'eau de mer et sa distribution dans l'espace et dans le temps ressemble à celle du $^{137}Cs$. À la suite d'essais nucléaires dans l'Arctique, on a décelé du $^{144}Ce$ dans les eaux de l'Antarctique moins de six mois plus tard, sans augmentation correspondante toutefois des concentrations de $^{137}Cs$ et de $^{90}Sr$. Le transport méridien du $^{144}Ce$ est pour une raison quelconque considérablement plus rapide que celui des autres produits de fission primaire (Duursma 1972). Le comportement dans l'eau de mer des nucléides de la série du lanthane est relié à leur tendance à s'hydrolyser à pH 8. Hogdahl et al. (1968) ont indiqué que les lanthanides stables se comportaient comme des espèces dissoutes. Slowey et al. (1965) ont néanmoins démontré qu'une proportion considérable du $^{144}Ce$ existe sous forme de particules qu'il est possible d'éliminer par filtration. Cela correspond bien au coefficient de partage sédiments/eau relativement élevé du cérium (Duursma et Bosch 1970; NAS 1971).

### 3.5.3.5 Manganèse 54

Le seul isotope du manganèse décelé dans l'environnement marin est le $^{54}Mn$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 324 jours), qui est un produit de réaction (n,p) du $^{54}Fe$ des matériaux des bombes et des réacteurs. On a aussi trouvé cet isotope dans les liquides rejetés par diverses usines nucléaires (Preston et Dutton 1968; Mitchell 1968; Robertson et al. 1968). On a trouvé du $^{54}Mn$, à la fois sous forme soluble et particulaire, dans le nord-est de l'océan Pacifique, près de l'embouchure du fleuve Columbia (Forster et Robertson 1969). Le partage entre ces deux phases reflète principalement la chimie différente du manganèse bivalent et tétravalent. On a aussi décelé du $^{54}Mn$ dans les retombées sur le golfe du Mexique (Slowey et al. 1965), dans les organismes côtiers de la Californie (Folsom et al. 1963) et dans les organismes benthiques de la Méditerranée (Chipman et Thommeret 1970).

### 3.5.3.6 Zinc 65

Le $^{65}Zn$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 248 jours) est un produit d'activation neutronique du $^{64}Zn$ stable. Il pénètre dans l'océan avec les retombées, par le rejet de produits de corrosion des réacteurs, par l'activation du zinc dans l'eau de refroidissement et avec les déchets liquides des usines de retraitement.

Selon Hood (1966), le rapport de la distribution du $^{65}Zn$ entre les formes ioniques et les formes liées de façon organique n'est pas nécessairement le même que celui de son isotope stable. L'échange

chimique du $^{65}Zn$ avec le zinc stable ne se fait pas dans les complexes organiques. Selon les travaux de Zirino et Healy (1970), les formes dissoutes et centrifugeables du $^{65}Zn$ sont rapidement équilibrées et, lorsqu'elles participent à des réactions biologiques, leur comportement peut être le même que celui du zinc ionique. Selon Jenkins (1969), il s'ensuit que le $^{65}Zn$ fraîchement introduit dans l'eau de mer avec les retombées est absorbé par les organismes marins plus facilement que ne l'est le zinc stable.

On a montré que le $^{65}Zn$ est facilement absorbé par les particules des sédiments (Pomeroy et al. 1966; Johnson et al. 1967; Jennings et Osterberg 1969). Les travaux de Duursma et Gross (1971) ont indiqué que la sorption du $^{65}Zn$ dépendait légèrement de la capacité d'échange ionique des sédiments marins. Il semble également en être ainsi en eau douce. Selon Osterberg et al. (1966), une bonne partie du $^{65}Zn$ présent dans le fleuve Columbia est adsorbé sur les particules de sédiments et est transporté jusqu'à la mer sous cette forme. Il est lié aux particules si solidement que lorsque celles-ci atteignent finalement l'océan Pacifique, il n'y a pratiquement aucun transfert de zinc vers l'eau.

### 3.5.3.7 Molybdène 99

Parmi les produits de fission, le molybdène a plusieurs isotopes à période courte, formés lors des explosions nucléaires. Le seul radioisotope ayant une période rélativement longue est le $^{99}Mo$ (67 h).

Lai et Goya (1965) ont indiqué que les isotopes à courte période du molybdène pouvaient être décelés dans l'eau de mer. Les résultats obtenus par Joseph et al. (1971) ont montré que 31 h après l'explosion d'une bombe dans une lagune, le $^{99}Mo$ existait sous formes particulaire (28%), soluble (68%) et colloïdale (4%).

### 3.5.3.8 Baryum 140

Les isotopes du baryum à période plus longue sont le $^{131}Ba$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 12,8 jours), le $^{133}Ba$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 0,7 a) et le $^{140}Ba$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 12,8 jours). Parmi ceux-ci, seul le $^{140}Ba$ est riche en neutrons et susceptible d'être un important produit de fission nucléaire. Le $^{131}Ba$ et le $^{133}Ba$ peuvent être produits par capture neutronique par le baryum stable, mais les quantités obtenues, compte tenu de l'abondance naturelle et de la section efficace de capture neutronique des isotopes stables, sont faibles.

Le $^{140}Ba$ a été décelé dans le voisinage des sites d'explosion nucléaire, mais sa courte période limite sa dispersion dans l'environnement (Duursma 1972).

### 3.5.3.9 Technétium

Le technétium n'existe pas dans la nature; c'est un radionuclide fabriqué par l'homme. Il possède plusieurs isotopes à période longue, mais seul le $^{99}Tc$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 2,1 x $10^5$ a) est un produit de fission. Le $^{99}Tc^m$, un radio-isotope à courte période ($t_{\frac{1}{2}}$ = 6 h) produit à partir du $^{99}Mo$, est beaucoup utilisé pour les diagnostics médicaux. Il se désintègre en $^{99}Tc$. Il existe peu de données sur la distribution de ces isotopes dans l'environnement marin (Wildung et al. 1979), mais on peut déduire la présence du $^{99}Tc$ d'après la distribution du $^{99}Mo$ (Birks 1975).

Il peut y avoir rejet de quantités importantes de $^{99}Tc$ dans le milieu marin: par exemple, en 1978, environ 185 TBq (5 kCi) de $^{99}Tc$ furent rejetés dans la mer d'Irlande depuis le site Windscale. D'après une comparaison des rapports $^{99}Tc$:$^{137}Cs$ dans l'algue marine Fucus vesiculosus en fonction de la distance, il semble que le $^{99}Tc$ rejeté reste plus longtemps dans l'eau que le $^{137}Cs$ (Pentreath et al. 1980). L'analyse d'échantillons de limon prélevés dans un estuaire voisin de Windscale a montré que le césium passe davantage dans les sédiments que le technétium. Cependant, dans les tissus biologiques comme la glande digestive du crabe et l'ensemble des parties molles de la moule, c'est le $^{99}Tc$ qui s'accumule de préférence. Dans les algues marines, les facteurs de concentration dépassent $10^4$ pour le $^{99}Tc^m$; plusieurs algues communes concentrent aussi ces radionuclides en grandes quantités (Birks 1975).

### 3.5.3.10 Tritium

Le tritium ($^3H$) ($t_{\frac{1}{2}}$ = 12,3 a) est produit par activation neutronique du deutérium de l'eau des modérateurs et des circuits primaires de refroidissement des réacteurs, par fission ternaire dans les réacteurs et les armes à fission et lors de l'explosion des armes thermonucléaires. Selon Burton (1975), le tritium est transporté en passant par la troposphère jusqu'à la surface océanique avec les précipitations et par échange moléculaire.

Rooth et Ostlund (1972) ont étudié la distribution océanique du tritium en termes de processus de brassage. Le stock global du tritium d'origine naturelle est d'à peu près 1,3 EBq (34 MCi) (UNSCEAR 1977), dont 35% se trouve dans la couche mixte des océans, 30% dans les abysses, et des quantités négligeables dans les sédiments océaniques. Outre le stock naturel de tritium, quelque 167 EBq (4500 MCi) de tritium ont été rejetés dans l'atmosphère par suite des explosions nucléaires pendant les années 1940-1970. En 1970, le stock mondial du tritium était de 107 EBq (2900 MCi) (Michel 1976). La plus grande partie de cet isotope se trouve présentement dans les océans, surtout dans l'hémisphère nord.

Burton (1975) a montré que le tritium est un traceur utile pour suivre les processus de brassage et pour étudier les processus dans la couche mixte et la thermocline. Les travaux de Dockins et al. (1967) ainsi que ceux de Suess (1969) ont montré que, dans l'Atlantique Nord, on peut déceler du tritium jusqu'à des profondeurs de 1000 m, mais que dans l'Atlantique Sud et le Pacifique Sud, on ne peut le déceler que dans les couches de surface. La distribution du tritium est utile aux études physico-océanographiques, surtout en ce qui concerne le formation des eaux océaniques profondes (Jenkins et Rhines 1980).

Des études canadiennes ont été effectuées sur les rapports tritium:$^{3}He/^{4}He$ dans la baie Baffin et les entrées voisines de l'archipel Arctique canadien. On se sert de la relation tritium:$^{3}He/^{4}He$ pour déterminer l'âge des eaux en faisant les hypothèses qu'il n'y a pas de différence de solubilité et que les valeurs à l'interface eaux superficielles-atmosphère sont en équilibre (Jenkins et Clarke 1976). On doit interpréter avec soin les valeurs ainsi obtenues, car, en général, la mesure ne constitue guère plus qu'un paramètre océanique ayant des dimensions de temps. Dans certains cas, l'âge tritium-hélium déterminé selon cette méthode est cependant extrêmement utile pour mesurer l'intervalle de temps entre l'équilibration avec l'atmosphère et l'échantillonnage.

Les concentrations de tritium aux extrémités ouest du détroit de Lancaster et du détroit de Jones sont respectivement d'environ 23 et 19 U.T.[α] comparativement aux concentrations dans le détroit de Smith qui sont d'environ 13 U.T. (Top et al. 1980). Ce sont là des valeurs caractéristiques à toutes les sections situées à ces endroits, bien qu'il y ait un certain degré de dispersion. Cependant, on croit qu'il y a une différence distincte entre les concentrations dans le détroit de Smith et celles dans les détroits de Lancaster et de Jones. Cette différence concorde avec la distribution des sels nutritifs qui a été expliquée en termes d'un brassage assez uniforme, dans le tourbillon de l'océan Arctique dans le bassin canadien, des sels nutritifs provenant de la mer de Béring introduits dans la couche de surface de l'océan Arctique (Jones et Coote 1980). On croit que la concentration des sels nutritifs, qui est plus faible dans le détroit de Smith qu'aux extrémités ouest des détroits de Lancaster et de Jones, reflète la limitation du tourbillon du bassin canadien aux régions situées à l'ouest du lac Smith.

L'âge des eaux dans ces régions varie de quelques mois ou une année près de la surface à 7 ou 8 ans dans les eaux plus profondes. Dans les eaux profondes au large de la baie Baffin, la concentration de $^{3}He$ est relativement grande très près de la surface, ce qui correspond à

---

[α] 1 unité de tritium (U.T.) = 0,12 $Bq.L^{-1}$ (3,2 $pCi.L^{-1}$) dans l'eau, soit 1 atome de tritium par $10^{18}$ atomes d'hydrogène.

un âge de 3 ans pour une profondeur aussi faible que 15 m. Cela provient probablement du recouvrement par la glace pendant une bonne partie de l'année et de l'existence d'un gradient de densité très prononcé près de la surface, ce qui limite l'échange d'hélium avec l'atmosphère. Dans les eaux de fond de la baie Baffin, il n'y a presque pas de tritium, mais on trouve des indices précis de faibles concentrations de $^{3}He$ causées par l'introduction de $^{4}He$ d'origine radioactive depuis les sédiments et l'enveloppe pierreuse. En utilisant un apport océanique mondial moyen de $^{4}He$, on peut calculer que l'âge (ou le temps de remplacement) des eaux de fond est de $135^{+320}_{-58}$ années (Top et al. 1980).

### 3.5.3.11 Chrome 51

Le principal radionuclide du chrome est le $^{51}Cr$ dont la période est de 27,8 jours. On a montré que l'activation neutronique des sels de chrome ajoutés à l'eau de refroidissement des réacteurs de Handford produisait du $^{51}Cr$. Les travaux de Joseph et al. (1971) ont montré que le fleuve Columbia charrie le $^{51}Cr$ rejeté jusque dans le nord-est du Pacifique, à raison de 890 TBq.a$^{-1}$ (24 kCi.a$^{-1}$). Cependant, après qu'on eut arrêté un certain nombre de réacteurs de l'usine de Hanford, les rejets ont diminué par un facteur de 8. Il vaut cependant la peine de noter que, selon Duursma (1972) malgré ce fort taux de rejet, le stock total dans la région environnant l'embouchure du fleuve ne dépasserait jamais 925 TBq (25 kCi) à cause de la désintégration relativement rapide de cet isotope.

Barnes et Gross (1966) ont montré que l'affinité du $^{51}Cr$ pour les sédiments est relativement faible en comparaison du $^{65}Zn$ et du $^{60}Co$. Fukai et Huynh-Ngoc (1968) ont montré que l'utilité du $^{51}Cr$ comme indicateur des "panaches" marins est reliée à la valence de l'isotope. Dans l'eau de mer, cet élément devrait être surtout hexavalent, mais Fukai (1967) a trouvé qu'il existe aussi en plus petites quantités sous la forme trivalente, ce qui a été confirmé plus tard par les travaux de Cranston et Murray (1978) sur le chrome stable.

### 3.5.3.12 Fer

Le fer a trois isotopes à période longue: le $^{55}Fe$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 2,8 a), le $^{59}Fe$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 45 jours) et le $^{60}Fe$ ($t_{\frac{1}{2}}$ = 3 x $10^{5}$ a). Ils sont tous produits par activation neutronique soit de l'enveloppe métallique des armes nucléaires, soit des métaux contenus dans le système de refroidissement des réacteurs. A l'origine un composant peu important de retombées, le $^{55}Fe$ est devenu l'un des radionuclides les plus abondants dans toute les retombées par suite des essais nucléaires effectuées en 1961-1962. Cependant, sa courte période et la "propreté" des explosions subséquentes a réduit les retombées de $^{55}Fe$ à des quantités négligeables en 1970. A la suite des essais nucléaires

américains et russes de 1961-1962, le stock global s'est élevé à 2,2 EBq (60 MCi), dont 1,85 EBq (50 MCi) s'est déposé dans l'hémisphère nord (Jennings 1968; Joseph et al. 1971). Pour calculer le stock global, on s'est servi du rapport d'activité $^{55}Fe:^{90}Sr$, qui était alors d'à peu près 9,4.

Jenkins (1969) a montré que lorsque le $^{55}Fe$ provenant des retombées pénètre dans l'eau de mer, il est fixé par les organismes marins beaucoup plus facilement (par des ordres de grandeur) que ne l'est l'isotope stable correspondant. Labeyrie et al. (1976) ont par la suite apporté des indices confirmant que le $^{55}Fe$ était surtout lié aux particules (probablement biogènes) à sédimentation rapide dans le milieu marin. Les détails de l'équilibre $^{55}Fe$-fer stable dans la couche mixte et les modes de sédimentation du fer dans l'océan sont des sujets d'intérêt soutenu auxquels l'étude du comportement du $^{55}Fe$ a beaucoup contribué. Il existe peu de données sur l'incidence du $^{59}Fe$ et du $^{60}Fe$ dans le milieu marin.

3.5.3.13 Cobalt

Le cobalt possède quatre radio-isotopes à longue période (masses atomiques 56 ($t_{\frac{1}{2}}$ = 80 jours), 57 ($t_{\frac{1}{2}}$ = 267 jours), 58 ($t_{\frac{1}{2}}$ = 71 jours) et 60 ($t_{\frac{1}{2}}$ = 5,24 a)) dont seul le $^{60}Co$ est riche en neutrons. Le $^{58}Co$ ainsi que le $^{60}Co$ peuvent être produits pendant les essais nucléaires et dans les réacteurs, respectivement par réactions (n,p) du $^{58}Ni$ et par capture neutronique par le $^{59}Co$ stable. Le $^{60}Co$ est un nucléide potentiellement important des retombées, mais il est difficile de le déceler dans le milieu marin sauf dans les organismes bioaccumulateurs (Folsom et Young 1965; Volchok et al. 1971). On trouve le $^{58}Co$ et le $^{60}Co$ dans les produits de corrosion des matériaux des réacteurs, mais les deux isotopes s'associent rapidement aux matières particulaires en suspension. Cette réaction semble être semi-réversible (Duursma et Gross 1971), mais le processus de désorption a une vitesse apparemment plus faible que le taux initial d'adsorption ou de précipitation. Le $^{65}Zn$ est adsorbé plus rapidement par les matières en suspension; par conséquent, bien que le rapport $^{65}Zn:^{60}Co$ dans le fleuve Columbia soit d'à peu près 40, le rapport dans les "panaches" longeant les côtes diminue à 10 à quelque 40 km de l'embouchure du Columbia. En haute mer, les concentrations de $^{65}Zn$ et de $^{60}Co$ sont comparables (Barnes et Gross 1966). Les travaux de Gross et al. (1965) et ceux de Gross (1966, 1969) ont montré qu'il est possible de déterminer la vitesse de transport des sédiments sur le fond marin à partir de la différence du taux de désintégration du $^{65}Zn$ et du $^{60}Co$.

Les navires à propulsion nucléaire peuvent rejeter du $^{60}Co$ (Vaughan et Miles 1966; Miles et Mangeno 1969). Les eaux de refroidissement du sous-marin atomique Nautilus contenaient 0,11 $Bq.L^{-1}$ (3 $pCi.L^{-1}$) de $^{60}Co$ (Joseph et al. 1971). Les sédiments superficiels

des havres servant aux sous-marins contenaient entre 0,37 et 3,7 Bq.cm$^{-2}$ (10 et 100 pCi.cm$^{-2}$) de $^{60}$Co, alors que l'isotope n'était toujours pas décelable dans la colonne d'eau. Des indices récents (Smith 1981) laissent penser que le $^{60}$Co peut être présent en concentrations décelables dans les sédiments du talus continental de Terre-Neuve, probablement à cause des retombées.

3.5.3.14 Iode

L'iode possède deux radio-isotopes importants produits par fission: le $^{129}$I ($t_{\frac{1}{2}}$ = 1,7 x 10$^{7}$ a) et le $^{131}$I ($t_{\frac{1}{2}}$ = 8,1 jours). Il existe un autre isotope, le $^{125}$I ($t_{\frac{1}{2}}$ = 60 jours), qui est utilisé en médecine nucléaire et qui peut exister localement en quantités importantes.

Des deux radionuclides produits par fission, on considère en général que le $^{131}$I est le plus dangereux à cause de son activité spécifique élevée et de l'énergie de son rayonnement. Néanmoins, cet élément a une courte période et n'est pas largement répandu dans le milieu marin. Le $^{129}$I est un radionuclide à période extrêmement longue qui a attiré un peu l'attention, car il constitue un danger potentiel lors du rejet de produits radioactifs (Soldat 1976). Comme les autres principaux halogènes libérés sous forme aqueuses, l'iode demeure en solution dans l'eau de mer et il est peu probable qu'il soit fixé par les matières particulaires; il est cependant fixé rapidement par le biote marin, surtout par les algues marines (Birks 1975).

3.5.3.15 Américium 241

Le $^{241}$Am ($t_{\frac{1}{2}}$ = 433 a) est présent dans le milieu marin surtout comme produit de désintégration du $^{241}$Pu. Vu le rapport relativement élevé $^{241}$Pu:$^{239+240}$Pu (14-16:1) dans les débris nucléaires récents (Krey et al. 1976) ainsi que la courte période du $^{241}$Pu, le stock global de $^{241}$Am sera d'environ 70% du stock de $^{239}$Pu vers l'an 2050, en l'absence d'autres rejets à grande échelle d'éléments transuraniens dans l'environnement (Koide et al. 1980).

Les installations de retraitement libèrent aussi du $^{241}$Am. Pendant la période 1968-1978, la totalité des rejets annuels d'émetteurs alpha dans la mer d'Irlande à Windscale contenait entre 8 et 70% de $^{241}$Am (Aston et Stanners 1981). Cet élément transuranien passe rapidement et efficacement de l'eau de mer aux sédiments dans le voisinage des points de rejet côtier, ce qui se reflète dans la distribution du $^{241}$Am dans les sédiments côtiers où le radionuclide s'accumule dans les dépôts de sédiments à grains fins. C'est pourquoi, au large de la côte et des anses du nord-ouest de l'Angleterre, les sédiments sont contaminés à différents degrés par du $^{241}$Am, les

activités variant de < 0,1 à 7,07 $Bq.g^{-1}$ (3-191 $pCi.g^{-1}$) (Aston et Stanners 1981).

La concentration de plutonium et d'américium dans les matières particulaires en suspension dans la mer Méditerranée a été mesurée par Holm et al. (1980), et la relation entre le $^{241}Pu$ et le $^{241}Am$ présents dans les sédiments des bassins côtiers de la Californie a été déterminée et traitée par Koide et al. (1980). Il semble n'y avoir aucune donnée sur la distribution du $^{241}Am$ dans les régions marines voisines du Canada.

## 3.6 RADIONUCLIDES DANS LES ESTUAIRES

Les estuaires sont des plans d'eau partiellement inclus dans les côtes qui communiquent assez librement avec la pleine mer et où l'eau de mer est diluée avec de l'eau douce provenant du drainage du sol. Le tracé de la circulation dans les estuaires comprend normalement un courant résiduel sous la surface venant du large qui se mélange à l'eau du ruissellement pour produire un courant de surface (salinité et densité faibles) vers la mer. Une telle circulation peut constituer un mécanisme de recyclage des matières particulaires dans les estuaires (Postma 1967; Meade 1972). Ce processus peut ensuite provoquer l'emprisonnement de la nourriture et des sels nutritifs qui maintiennent un niveau élevé de productivité dans le système (Laws 1981).

Si on les définit comme des zones de mélange d'eau douce et d'eau de mer, les estuaires peuvent être très grands. Selon cette définition, l'ensemble du golfe Saint-Laurent peut être considéré comme un système estuarien, bien qu'il soit plus classique de se servir du terme estuaire pour ne désigner que la zone où la très grande partie du mélange se produit. La circulation estuarienne peut provoquer la recirculation et l'emprisonnement des contaminants introduits dans le système par ruissellement ou par rejet direct. La proportion de contaminants emprisonnés dans les estuaires de façon quasi-permanente dépend en grande partie de leur phase (c.à-d. particulaire ou dissoute), de leur tendance à la floculation s'il s'agit de colloïdes ou de particules, ou à l'adsorption sur des particules ou à la précipitation chimique s'il s'agit de composés dissous, de la quantité absorbée par les organismes biologiques du système et de l'intensité des paramètres dynamiques de l'estuaire en question. Évidemment, si la sédimentation dans l'estuaire est négligeable, il en va de même de la possibilité de rétention permanente de matières. Toutefois, la plupart des estuaires sont des zones où les sédiments s'accumulent rapidement, ce qui permet d'emprisonner beaucoup de matières particulaires et tout contaminant qui leur est associé. Le transport des radionuclides provenant de retombées jusqu'aux sédiments estuariens qui s'accumulent peut être lent par suite de rétention dans le bassin versant (Smith et Ellis 1982). Cependant, les radionuclides rejetés dans les eaux côtières par les réacteurs nucléaires peuvent être transportés vers les estuaires voisins et s'y

déposer (Aston et Stanners 1979), ou encore se déposer dans d'autres milieux sédimentaires côtiers. L'étude des estuaires et des autres milieux sédimentaires de la zone côtière est donc très utile pour déterminer le devenir des radionuclides rejetés par les réacteurs et les autres installations nucléaires. Les estuaires permettent aussi d'étudier le comportement des radionuclides pendant le mélange des eaux douces et salées, alors que les conditions physico-chimiques se modifient aux passages de l'environnement fluvial (force ionique et pH faibles) à l'environnement marin (force ionique et pH élevés).

Le comportement des radionuclides dans les estuaires est souvent différent de celui observé en eau douce ou en eau salée. Par exemple, en plein océan, les retombées de $^{137}Cs$ sont surtout en solution. Dans les lacs d'eau douce, plus de 90% des retombées de $^{137}Cs$ sont liées à la phase particulaire dans les sédiments. Cependant, dans les estuaires, la quantité de $^{137}Cs$ dissous semble être à peu près proportionnelle à la salinité, la concentration augmentant en fonction de celle-ci. Ce phénomène est probablement attribuable à la présence de potassium qui diminue la désorption du $^{137}Cs$ des particules. Le transport et l'accumulation de $^{239+249}Pu$ sur les particules dans les estuaires semblent être en général semblables à ceux du $^{137}Cs$ (Simpson et al. 1976).

Dans un milieu estuarien naturel, le $^{238}U$ semble rester en phase dissoute, ce qui concorde bien avec la solubilité de l'uranium dans l'océan. Dans les zones de faible salinité, on a observé une diminution du rapport d'activité $^{234}U:^{238}U$, ce qui laisse supposer qu'il y a élimination préférentielle du $^{234}U$ de la solution lors du mélange dans l'estuaire des eaux fluviales et de l'eau de mer. Il est possible aussi que, à mesure de l'élimination de l'uranium fluvial, il y ait substitution par de l'uranium lessivé des particules sédimentaires et dont le rapport d'activité est inférieur (Martin et al. 1978).

On a aussi déterminé le rapport d'activité $^{228}Th:^{232}Th$ dans des échantillons estuariens de sédiments et de matières en suspension. Ce rapport est inférieur à l'unité à cause de la diffusion du $^{228}Ra$ des sédiments, ce qui favorise un rapport $^{228}Th:^{232}Th$ élevé dans les eaux de surface et les eaux profondes de l'océan (Martin et al. 1978).

L'étude du comportement et de la distribution des radionuclides dans les estuaires peut avoir maintes utilités: par exemple, les radionuclides artificiels peuvent servir à indiquer les zones où les sédiments s'accumulent dans les estuaires et leurs taux d'accumulation (Simpson et al. 1976; Olsen et al. 1978; Cutshall et al. 1981); sachant l'époque de leur émission, on peut utiliser les proportions dans les sédiments estuariens de $^{134}Cs$ et de $^{60}Co$ provenant des réacteurs, et de $^{137}Cs$ provenant des retombées et des réacteurs pour évaluer l'importance relative des retombées et des émissions de réacteurs comme sources de $^{137}Cs$ dans les sédiments (Simpson et al. 1976; Olsen et al. 1978); la distribution des radionuclides anthropiques

dans les sédiments peut être utile pour distinguer les zones draguées de celles qui ne l'ont pas été (Olsen et al. 1978); pour étudier le taux d'élimination des métaux traces par adsorption sur la surface des sédiments ainsi que les processus régissant leur distribution ultime dans le plan horizontal et vertical, on peut se servir de radionuclides naturels soit le $^{234}Th$, le $^{210}Pb$ et le $^{7}Be$ (Turekian et al. 1980); les radionuclides fabriqués par l'homme peuvent servir à déceler le site d'enfouissement de composés comme les pesticides à base d'hydrocarbures chlorés qui auraient été libérés dans le milieu aquatique (Cutshall et al. 1981); et le $^{222}Rn$ peut servir de traceur pour élucider les mécanismes d'échange à travers l'interface sédiments-eaux d'un estuaire (Hammond et al. 1975).

La plupart des études effectuées sur les radionuclides dans les estuaires canadiens l'ont été dans le but de faire de la géodatation (Smith et Walton 1980) et de suivre les radionuclides naturels provenant de retombées dans les bassins versants et d'étudier leurs modes de déplacement (p.ex. Smith et Ellis 1981 et 1982) ou encore d'étudier le transport des sédiments intertidaux dans des eaux aussi agitées que la baie de Fundy (Long 1977). Les travaux décrits ci-dessus ont été traités à la Section 3.5.2.7. Cependant, le programme mis sur pied pour étudier le transport et le devenir environnemental des radionuclides émis par la centrale nucléaire de Pointe Lepreau au Nouveau-Brunswick (Bishop et al. 1980; Smith et al. 1981) vise de façon particulière à étudier la distribution des nucléides naturels et anthropiques et de leurs radionuclides analogues dans le milieu marin côtier de la Baie de Fundy, ainsi que dans l'atmosphère et le sol. Ce programme mis en oeuvre en 1978 et l'intérêt correspondant pour la géochimie des radionuclides dans l'océan en général devraient permettre au Canada de contribuer plus aux travaux sur le transport et le comportement des radionuclides en milieu marin.

## 4.0 DOSIMÉTRIE DANS L'ENVIRONNEMENT AQUATIQUE

Pour évaluer les effets environnementaux des radionuclides libérés dans l'eau, il est essentiel de connaître les débits de dose que subiront, prévoit-on, les organismes aquatiques. Comme les radionuclides sont assimilés à partir de la nourriture et adsorbés avec l'eau, les organismes vivant dans un environnement contaminé par des substances radioactives sont exposés à des rayonnements provenant d'émetteurs internes. L'exposition externe provient de l'immersion dans de d'eau contenant des radionuclides; en outre, certains biotes aquatiques sont exposés de façon assez importante aux radionuclides accumulés dans les sédiments. Les débits de dose dus aux radionuclides dans l'eau sont généralement faibles comparées à ceux dus aux radionuclides incorporés, qui à leur tour sont de valeur égale ou inférieure à ceux dus aux radionuclides sédimentaires. Le débit de dose total est étroitement lié au comportement de l'organisme (Ravera 1979).

On peut évaluer les débits de dose auxquels sont exposés les organismes aquatiques dans les environnements contaminés au moyen de dosimètres ou en faisant des calculs à l'aide d'équations appropriées. On peut mesurer le débit de dose auquel sont exposés les organismes individuels en les capturant, en fixant sur ceux-ci des dosimètres et en les libérant dans l'environnement pour les recapturer par la suite. On suppose alors que le dosimètre mesure tous les types de rayonnements et qu'il est exposé à la même dose que tout l'organisme. Le calcul du débit de dose que reçoivent les organismes aquatiques nécessitent des données précises sur l'activité de l'eau en fonction du temps, sur l'accumulation et la répartition de substances radioactives dans les organismes en fonction du temps et sur l'accumulation de substances radioactives par les autres éléments de l'environnement en fonction du temps. Au cours d'études in situ, ces données sont souvent impossibles à obtenir, et seule la dose instantanée peut être calculée au moment où l'animal est capturé. L'imprécision est plus grande dans le cas des organismes mobiles (par exemple, les poissons pélagiques qui peuvent être exposés à une dose externe très variable étant donnée la répartition inégale des radionuclides dans l'eau et les sédiments) que dans le cas des organismes sessiles et benthiques qui sont relativement immobiles.

### 4.1 DOSE DE FOND

Des études de la littérature sur le calcul des doses subies par les organismes aquatiques ont été effectuées par Woodhead (1973a), l'AIEA (IAEA 1976) et Blaylock et Trabalka (1978). Woodhead (1973a) a étudié les données publiées sur les niveaux de radioactivité dans l'environnement marin dus aux sources naturelles, aux retombées et au rejet de déchets. Il a évalué par calcul dosimétrique de nouvelles valeurs pour la dose à laquelle seraient exposés les organismes marins, et utilisant des dimensions physiques représentatives du phytoplancton, du zooplancton, des mollusques, des gros crustacés et des poissons.

Dans l'une de leurs études antérieures, Nelson et Blaylock (1963) ont évalué le débit de dose auquel étaient exposés les organismes aquatiques dans un environnement contaminé. Les larves de chironomidés qui vivaient dans les sédiments radioactifs du fond d'un bassin de retenue d'élimination au laboratoire national de Oak Ridge étaient exposées à des doses allant jusqu'à 1000 fois la dose naturelle de fond de 2,3 $mGy.a^{-1}$ (230 $mrad.a^{-1}$). On a évalué le débit de dose en supposant que ces organismes recevaient la dose par immersion complète de particules bêta et la moitié de la dose par immersion de rayonnement gamma.

Polikarpov (1966) a fait état de certains résultats controversés qui établissent une relation entre l'apport en radionuclides provenant des retombées et certains effets sur la pêche dans la mer Noire. Bien qu'on ne connaisse pas les doses en question, ces résultats (ils ont été rejetés depuis (Blaylock et Trabalka 1978)) semblaient indiquer que l'exposition des embryons de poisson planctonique à de faibles concentrations de $^{90}Sr$ + $^{90}Y$, qui n'augmentaient la dose que d'une fraction du niveau de fond naturel, avait des effets néfastes importants (voir Section 5.4.1.3).

Ces résultats signalés par Polikarpov (1966) ont poussé plusieurs chercheurs à effectuer des traitements dosimétriques rigoureux dans le cadre d'études radiobiologiques sur des embryons de poisson afin de résoudre la controverse. Adams (1968) a présenté un traitement théorique approfondi pour les débits de dose auxquels sont exposés les oeufs de poisson, en utilisant des fonctions décrivant la dose émise par une source ponctuelle; ainsi, il a établi des équations s'appliquant à presque tous les cas prévisibles de répartition de l'activité dans les oeufs de poisson, seuls et en groupe. Woodhead (1970) a déterminé la répartition de l'activité et les facteurs de concentration de cinq produits de fission ($^{144}Ce$ + $^{144}Pr$, $^{137}Cs$, $^{106}Ru$ + $^{106}Rh$) dans les oeufs de plie (Pleuronectes platessa). En utilisant ces mesures et les concentrations mesurées dans la mer d'Irlande, Woodhead a calculé le débit de dose que recevaient les oeufs de plie in situ. La valeur ainsi obtenue ($8,5 \times 10^{-4}$ $\mu Gy.h^{-1}$) ($8,5 \times 10^{-2}$ $\mu rad.h^{-1}$)) était presque dix fois plus faible que celle prévue pour le $^{40}K$ naturel.

Trabalka (1971) a exposé dans de gros microcosmes (5000 L) des adultes et des embryons de tête-de-boule (Pimephales promelas) au $^{144}Ce$ + $^{144}Pr$. Les équations dosimétriques dérivées de la formule de Loevinger (Loevinger et al. 1956) ainsi que leurs représentations graphiques, ont été présentées pour la distribution du débit de dose prévue dans un embryon typique exposé au $^{90}Sr$ + $^{90}Y$, comme dans les études de Polikarpov (1966) et pour la distribution dans un oeuf de tête-de-boule exposé au $^{144}Ce$ + $^{144}Pr$. La dose absorbée par les ovaires de l'adulte pendant l'étude de Trabalka (1971) était plus de cent fois plus élevée que celle reçue par l'embryon au cours de son développement. L'exposition des ovaires était causée par les substances radioactives fixées sur les sédiments ingérés avec la nourriture et immobilisés dans l'intestin.

On a calculé le débit de dose auquel était exposée Gambusia affinis en 1966 à cause de déchets radioactifs dans le lac White Oak, bassin de rétention pour les déchets faiblement radioactifs provenant du laboratoire national de Oak Ridge (Blaylock 1969). La radioactivité provenant de l'eau et des émetteurs internes était négligeable comparée aux rayons émis par les sédiments contaminés. La dose irradiant Gambusia a été calculé en supposant que les sédiments pouvaient être assimilés à une source plane de surperficie infinie et d'épaisseur négligeable. Cependant, cette supposition était incorrecte, car la concentration de radionuclides était maximale à une profondeur de plus de 15 cm sous la surface des sédiments. Trabalka et Allen (1977) ont établi un débit révisé pour Gambusia (3,5 $mGy.d^{-1}$ (350 $mrad.d^{-1}$)) au moyen d'une combinaison de calculs du débits de dose et de mesures effectuées au moyen de dosimètres thermoluminescents.

Cooley et Nelson (1970) ont calculé le débit de dose pour une population d'escargots (Physa heterostropha) d'un ruisseau radioactif se déversant dans le lac White Oak. Ces calculs étaient basés sur les concentrations de radionuclides mesurées dans les escargots et dans l'environnement. On a calculé la dose bêta et gamma émise par les nuclides internes, la dose d'immersion bêta et gamma et la dose bêta et gamma émise par une source plane. La dose moyenne à laquelle étaient exposés les escargots a été évaluée à 45,2 $mGy.d^{-1}$ (4,52 rad) par semaine. Le rayonnement gamma auquel étaient exposés les escargots provenait principalement des algues. On a supposé que les escargots se trouvaient la plupart du temps sur le tapis d'algue qui concentrait le $^{60}Co$.

Des études plus récentes ont insisté sur la présence dans l'environnement du plutonium et d'autres éléments transuraniens rejetés par les usines de retraitement. En conséquence, on a apporté certains raffinements à la méthode d'évaluation des débits de dose dus aux radionuclides émettant des particules alpha. Till et Frank (1977) et Till et al. (1967) ont déterminé la bioaccumulation du $^{241}Am$, $^{244}Cm$ et $^{239}Pu$ dans les oeufs de poisson en fonction du temps écoulé après la fertilisation. À partir de ces données, on a calculé un facteur de conversion de la dose qui tenait compte de l'absorption et de la répartition de chaque radionuclide dans les oeufs de poisson. À l'aide de ces facteurs de conversion, des équations habituelles décrivant la dose et des mesures de concentrations de plutonium dans l'environnement à Windscale, au lac White Oak, à Eniwetok Lagoon et au lac Michigan, Till et Frank (1977) ont calculé les débits de dose alpha pour trois types d'oeufs de poisson. Pour chaque type d'oeufs dans ces différents environnements, les débits de dose estimés étaient de plusieurs ordres de grandeur inférieures à 10 $mGy.d^{-1}$ (1 $rad.d^{-1}$).

Paschoa et Baptista (1978) ont utilisé les données se trouvant dans la littérature diffusée sans restrictions pour estimer les limites supérieures des doses alpha internes reçues annuellement par le plancton et émises par le $^{239}Pu$. L'énergie alpha moyenne pour le dépôt par

désintégration, énumérée dans leur rapport, a servi à calculer avec les méthodes habituelles les doses alpha irradiant le phytoplancton et le zooplancton dans un certain nombre d'environnements aquatiques. La dose alpha totale provenant du $^{239}Pu$ incorporé dans l'organisme était du même ordre de grandeur que la dose alpha naturelle.

## 4.2 VALEURS MESURÉE ET CALCULÉE DU DÉBIT DE DOSE

Dans les études radioécologiques, on a utilisé des dosimètres thermoluminescents pour déterminer les doses auxquelles sont exposées les organismes aquatiques. Ces dosimètres peuvent mesurer des débits de dose très faibles dans l'environnement (Styron 1971; Watson et Templeton 1973; Trabalka et Allen 1977). Woodhead (1973b) a fixé des dosimètres au fluorure de lithium sur le dessous et le dessus de plies (Pleuronectes platessa) qu'il a capturées puis relâchées à proximité de Windscale dans la mer d'Irlande. Le débit de dose moyen dans les gonades s'élevait à 2,07 $\mu Gy.h^{-1}$ (207 $\mu rad.h^{-1}$), soit mille fois plus que la valeur calculée dans les embryons signalée dans des travaux précédents (Woodhead 1970). La dose irradiant les gonades provenait principalement des rayonnements bêta et gamme émis par les sédiments de fond. Trabalka et Allen (1977) ont exposé pendant 14 jours ces dosimètres thermoluminescents dans le secteur d'amont de lac White Oak recevant les effluents faiblement radioactifs du laboratoire national de Oak Ridge. La dose mesurée à 10 cm au-dessus de la surface des sédiments était environ 60 fois plus élevée que la valeur calculée antérieurement au même endroit. Cette différence provenait du fait qu'on n'avait pas inclus la part des rayons $\gamma$ émis par les couches sous-jacentes des sédiments de fond. Toutefois, le débit de dose calculé à partir de la teneur la plus élevée en radionuclides dans des carottes et le débit de dose mesuré à la surface des sédiment ne différaient que par un facteur de deux, écart conforme à la variation de concentration des radionuclides d'un endroit à un autre.

### 4.2.1 DÉBIT DE DOSE DÛ AUX RAYONNEMENTS DE FOND

Les organismes aquatiques ont toujours été exposés au rayonnement provenant de sources naturelles, que ce soit des environnements externes (sédiments et/ou eau) ou internes, ainsi qu'aux rayons cosmiques. Les données sur les débits de dose absorbée dus aux sources naturelles ont été utilisées comme point de départ pour déterminer l'importance biologique de l'accroissement du débit de dose par l'activité humaine. En essayant de décrire le rayonnement naturel dans l'environnement marin, Folsom et Harley (1957) insistaient, dans leurs premières études, sur la contribution du $^{40}K$ et des rayons cosmiques. Plus tard, cependant, Folsom et Beasley (1973) ont suggéré que le débit de dose réel d'origine naturelle touchant les organismes marins pouvaient être jusqu'à 500% plus élevé à cause du rayonnement alpha provenant du $^{210}Po$ naturel.

Les concentrations des radionuclides naturels dans les environnements marins et d'eau douce sont résumées au Chapitre 2 du rapport de l'AIEA (IAEA 1976) et à la Section 3.0 du présent document. En utilisant les concentrations radionuclides naturels données par l'AIEA, on a estimé que le débit de dose auquel est exposé le biote aquatique s'élevait approximativement à 3,8 $mGy.a^{-1}$ (380 $mrad.a^{-1}$). Cette valeur est du même ordre de grandeur que celle observée dans la majorité des environnements terrestres.

### 4.2.2 DÉBIT DE DOSE DÛ AUX RETOMBÉES DE RADIONUCLIDES

On trouvera au Chapitre 1 du rapport de l'AIEA (IAEA 1976) un résumé des concentrations dans les environnements marins et d'eau douce des radionuclides provenant des retombées. Ce résumé contient surtout des données provenant des études effectuées par Joseph et al. (1971) et Volchok et al. (1971). Les débits de dose pour les organismes aquatiques, calculés à partir des concentrations ci-dessus, étaient du même ordre de grandeur que les débits de dose dus au rayonnement de fond. Au départ, le débit de dose dû à l'ensemble des retombées était, dans certains cas, un peu plus élevé que celui dû au rayonnement de fond, mais il décroît maintenant et semble être revenu à peu près au même niveau que celui dû au rayonnement de fond.

## 4.3 CALCUL DU DÉBIT DE DOSE

On a utilisé deux approches pour calculer le débit de dose pour les organismes aquatiques. La première, utilisée au laboratoire national de Oak Ridge, comprend la mise au point d'un code informatisé pour calculer le débit de dose pour plusieurs types de biotes marins et d'eau douce. La seule donnée nécessaire pour obtenir le débit de dose est la concentration de radionuclides dans l'eau. À la Section 4.3.1, on trouvera une explication plus détaillée de cette méthode, ainsi que les tables donnant les concentrations ou les facteurs de bioaccumulation, et la valeur estimée des doses internes et externes auxquelles sont exposées les biotes aquatiques dans de l'eau contenant 37 $kBq.mL^{-1}$ (1 $\mu Ci.mL^{-1}$).

L'avantage de cette première méthode réside dans la rapidité avec laquelle les doses peuvent être obtenues. On l'a employée pour estimer les doses auxquelles est exposé le biote lors de l'évaluation des réacteurs nucléaires. Cependant, comme cette méthode est employée de façon très générale, les résultats obtenus sont très prudents (en effet, le débit de dose estimé est supérieur à la dose à laquelle sont exposés en réalité les organismes).

La deuxième façon de calculer la dose consiste à utiliser des paramètres physiques plus exacts pour les divers organismes aquatiques. Au Chapitre 1 du rapport de l'AIEA (IAEA 1976), on trouvera des

équations permettant de calculer la dose en fonction de paramètres physiques plus précis pour le phytoplancton, le zooplancton, les mollusques, les gros crustacés et les poissons. À la Section 4.3.2, on trouvera les équations et les facteurs géométriques utilisés pour calculer la dose dans le rapport de l'AIEA.

Comme ces deux méthodes utilisent des codes informatisés programmés en rads et en microcuries, ces unités ne seront pas converties en unités SI dans les Sections 4.3.1 et 4.3.2.

### 4.3.1 MÉTHODE UTILISÉE AU LABORATOIRE NATIONAL DE OAK RIDGE

Au laboratoire national de Oak Ridge (LNOR), on a mis au point un code informatisé (EXREM III) qui permet de calculer le débit de dose et la dose totale dus aux rayonnements bêta et gamma, aux positrons, aux électrons et aux rayons X lors de l'immersion d'un corps dans de l'eau contaminée. Dans chaque cas, on peut calculer le débit de dose à un temps donné ou intégrer les doses totales sur une certaine période. Ce code a été établi à partir de données sur la radioactivité de plus de 200 radionuclides.

L'EXREM III a servi à évaluer les doses émises par les centrales nucléaires et d'autres installations nucléaires. Ce code est décrit en détail par Trubey et Kaye (1973); on peut se le procurer sur demande auprès du Radiation Shielding Information Center, Oak Ridge National Laboratory, P.O. Box X, Oak Ridge, Tennessee 37830 É.-U.

#### 4.3.1.1 Dose externe reçue par le biote

Les débits de dose externe dus aux électrons et aux photons auxquels est exposé un organisme immergé continuellement dans de l'eau contenant des radionuclides ont été calculées pour 104 radionuclides à l'aide du programme EXREM III. On suppose que le radionuclide est libéré dans un plan d'eau à un rythme constant et qu'il n'y est pas éliminé (c'est-à-dire qu'il ne disparaît que par désintégration). Le débit de dose tient compte des descendants.

Dans le cas de la plupart des chaînes de désintegrations, le nuclide d'origine et ses descendants atteindront des concentrations d'équilibre après un temps relativement court. Les espèces à longue période font exception à cette règle. Dans ce cas, il se peut que l'équilibre ne soit pas atteint au cours de la durée de vie de l'installation nucléaire; les doses calculées en supposant l'équilibre risquent alors d'être trop élevées. L'accumulation se poursuit pendant 30 ans au cours desquels l'apport en nuclide d'origine est constant, ce qui produit une concentration de 1 $\mu Ci.mL^{-1}$ de ce nuclide à la fin de la $1^{ème}$ année. Pour cette concentration, le débit de dose de tous les $30^{ème}$ descendants a été calculée; il est égal au débit maximal sur une période de 30 ans.

La valeur calculée des débits de dose auxquels serait exposé un biote immergé dans un milieu contenant 1 $\mu Ci.mL^{-1}$ de l'un des nombreux radionuclides qui pourraient être libérés par des installations nucléaires est donnée au Tableau 4-1.

### 4.3.1.2 Dose interne reçue par le biote

BIORAD est le programme mis au point au Laboratoire national de Oak Ridge pour évaluer la dose interne à laquelle est exposé le biote aquatique. A partir de l'acitivité d'un radionuclide dans l'eau ou les sédiments ($\mu Ci.cm^{-3}$), BIORAD permet d'estimer les doses internes auxquelles sont soumis les plantes aquatiques, les invertébrés, les poissons et les animaux terrestres dont l'alimentation dépend du milieu aquatique.

Le débit de dose interne $D_i$ ($mrad.a^{-1}$) dû au $i^{ième}$ radionuclide pour un organisme aquatique donné à l'état d'équilibre, dont l'activité est $W_i$ ($\mu Ci.mL^{-1}$) dans l'eau, se calcule de la façon suivante:

$$D_i = (1{,}87 \times 10^7)\, W_i\, C_i^b E_i \quad (mrad.a^{-1}) \qquad (4\text{-}1)$$

où $1{,}87 \times 10^7 = \dfrac{g.mrad}{(\mu Ci.a)\,(MeV.dés^{-1})}$;

$C_i^b$ = facteur de bioaccumulation de l'organisme ($\mu$Ci par gramme de tissu/$\mu$Ci par gramme d'eau); et

$E_i$ = énergie réelle absorbée par l'organisme provenant du $i^{ième}$ radionuclide ($MeV.dés^{-1}$).

Les facteurs de bioaccumulation ou de concentration ($C_i^b$), qui représentent le transfert d'un radionuclide de l'eau vers un organisme, peuvent être influencés par des facteurs comme la méthode de dosage, l'état chimique du radionuclide, la composition chimique de l'eau et les caractéristiques particulières à l'espèce à laquelle appartient l'organisme (Blaylock 1982). Les facteurs de bioaccumulation dans les plantes d'eau douce, les invertébrés, les poissons et les rats musqués ainsi que dans les algues marines, les mollusques, les crustacés, les poissons et les oiseaux aquatiques sont présentés respectivement aux Tableaux 4-2 and 4-3. Ces facteurs de bioaccumulation ont été calculés à partir de plusieurs sources indiquées à la fin des tableaux. Dans la plupart des cas, ils représentent les chiffres les plus élevés trouvés dans la littérature. Les facteurs de bioaccumulation dans les rats musqués et les oiseaux aquatiques ont été calculés en supposant que ceux-ci se nourissaient de plantes et d'algues poussant dans une eau contenant 1 $\mu Ci.mL^{-1}$ du radionuclide.

Pour calculer la dose interne à laquelle est exposé le biote, on a utilisé l'énergie réelle absorbée ($E_i$) dans un rayon effectif de 30

Tableau 4-1. Dose estimée à laquelle est exposé le biote immergé dans de l'eau contenant 1 µCi.mL$^{-1}$ d'un radionuclide.

| Radionuclide | Dose (mrad.a$^{-1}$) | |
|---|---|---|
| | Bêta + gamma | Gamma |
| $^{3}H$ | 5,8 x $10^{4}$ | 0,0 |
| $^{14}C$ | 5,1 x $10^{5}$ | 0,0 |
| $^{22}Na$ | 4,3 x $10^{7}$ | 4,1 x $10^{7}$ |
| $^{24}Na$ | 8,2 x $10^{7}$ | 7,7 x $10^{7}$ |
| $^{32}P$ | 6,5 x $10^{6}$ | 0,0 |
| $^{35}S$ | 5,3 x $10^{5}$ | 0,0 |
| $^{46}Sc$ | 3,9 x $10^{7}$ | 3,8 x $10^{7}$ |
| $^{51}Cr$ | 6,5 x $10^{5}$ | 6,1 x $10^{5}$ |
| $^{54}Mn$ | 1,6 x $10^{7}$ | 1,6 x $10^{7}$ |
| $^{55}Fe$ | 6,8 x $10^{4}$ | 2,9 x $10^{4}$ |
| $^{59}Fe$ | 2,4 x $10^{7}$ | 2,2 x $10^{7}$ |
| $^{57}Co$ | 2,5 x $10^{6}$ | 2,3 x $10^{6}$ |
| $^{58}Co$ | 1,9 x $10^{7}$ | 1,8 x $10^{7}$ |
| $^{60}Co$ | 4,8 x $10^{7}$ | 4,7 x $10^{7}$ |
| $^{63}Ni$ | 2,0 x $10^{5}$ | 0,0 |
| $^{64}Cu$ | 4,9 x $10^{6}$ | 3,7 x $10^{6}$ |
| $^{65}Zn$ | 1,1 x $10^{7}$ | 1,1 x $10^{7}$ |
| $^{69m}Zn$ | 1,1 x $10^{7}$ | 7,8 x $10^{6}$ |
| $^{80m}Br$ | 9,4 x $10^{6}$ | 2,0 x $10^{6}$ |
| $^{82}Br$ | 5,2 x $10^{7}$ | 5,0 x $10^{7}$ |
| $^{83}Br$ | 2,3 x $10^{6}$ | 4,0 x $10^{5}$ |
| $^{84}Br$ | 4,6 x $10^{7}$ | 3,5 x $10^{7}$ |
| $^{86}Rb$ | 7,9 x $10^{6}$ | 1,8 x $10^{6}$ |
| $^{88}Rb$ | 3,2 x $10^{7}$ | 1,3 x $10^{7}$ |
| $^{89}Rb$ | 5,5 x $10^{7}$ | 4,5 x $10^{7}$ |
| $^{89}Sr$ | 5,2 x $10^{6}$ | 0,0 |
| $^{90}Sr$ | 1,0 x $10^{7}$ | 0,0 |
| $^{91}Sr$ | 3,1 x $10^{7}$ | 2,0 x $10^{7}$ |
| $^{90}Y$ | 8,5 x $10^{6}$ | 0,0 |
| $^{91}Y$ | 5,6 x $10^{6}$ | 4,5 x $10^{4}$ |
| $^{93}Y$ | 1,2 x $10^{7}$ | 1,4 x $10^{6}$ |
| $^{95}Zr$ | 3,0 x $10^{7}$ | 2,8 x $10^{7}$ |
| $^{97}Zr$ | 4,0 x $10^{7}$ | 2,9 x $10^{7}$ |
| $^{95}Nb$ | 1,5 x $10^{7}$ | 1,4 x $10^{7}$ |
| $^{99}Mo$ | 9,1 x $10^{6}$ | 5,1 x $10^{6}$ |
| $^{99}Tc$ | 9,0 x $10^{5}$ | 0,0 |
| $^{103}Ru$ | 1,0 x $10^{7}$ | 9,1 x $10^{6}$ |
| $^{106}Ru$ | 1,7 x $10^{7}$ | 3,5 x $10^{6}$ |
| $^{105}Rh$ | 3,0 x $10^{6}$ | 1,5 x $10^{6}$ |
| $^{110m}Ag$ | 5,2 x $10^{7}$ | 5,1 x $10^{7}$ |
| $^{125}Sn$ | 2,4 x $10^{7}$ | 1,4 x $10^{7}$ |
| $^{122}Sb$ | 1,3 x $10^{7}$ | 7,7 x $10^{6}$ |
| $^{124}Sb$ | 3,8 x $10^{7}$ | 3,4 x $10^{7}$ |
| $^{125}Sb$ | 9,9 x $10^{6}$ | 8,5 x $10^{6}$ |
| $^{127}Sb$ | 1,8 x $10^{7}$ | 1,3 x $10^{7}$ |
| $^{125m}Te$ | 1,6 x $10^{6}$ | 6,6 x $10^{5}$ |
| $^{127}Te$ | 2,3 x $10^{6}$ | 7,5 x $10^{4}$ |
| $^{127m}Te$ | 6,6 x $10^{6}$ | 2,4 x $10^{5}$ |
| $^{129}Te$ | 8,8 x $10^{6}$ | 1,2 x $10^{6}$ |
| $^{129m}Te$ | 8,7 x $10^{6}$ | 1,5 x $10^{6}$ |
| $^{131m}Te$ | 4,0 x $10^{7}$ | 3,5 x $10^{7}$ |
| $^{132}Te$ | 5,2 x $10^{7}$ | 4,6 x $10^{7}$ |
| $^{129}I$ | 1,0 x $10^{6}$ | 4,6 x $10^{5}$ |
| $^{130}I$ | 4,1 x $10^{7}$ | 3,8 x $10^{7}$ |
| $^{131}I$ | 9,1 x $10^{6}$ | 7,1 x $10^{6}$ |
| $^{132}I$ | 4,7 x $10^{7}$ | 4,2 x $10^{7}$ |
| $^{133}I$ | 1,9 x $10^{7}$ | 1,3 x $10^{7}$ |
| $^{134}I$ | 5,1 x $10^{7}$ | 4,5 x $10^{7}$ |
| $^{135}I$ | 4,6 x $10^{7}$ | 3,9 x $10^{7}$ |

Tableau 4-1. (suite)

| Radionuclide | Dose (mrad.a$^{-1}$) | |
|---|---|---|
| | Bêta + gamma | Gamma |
| $^{134}$Cs | 3,1 x $10^{7}$ | 2,9 x $10^{7}$ |
| $^{136}$Cs | 4,1 x $10^{7}$ | 4,0 x $10^{7}$ |
| $^{137}$Cs | 1,2 x $10^{7}$ | 9,9 x $10^{6}$ |
| $^{138}$Cs | 5,0 x $10^{7}$ | 4,0 x $10^{7}$ |
| $^{140}$Ba | 5,5 x $10^{7}$ | 4,7 x $10^{7}$ |
| $^{140}$La | 4,8 x $10^{7}$ | 4,3 x $10^{7}$ |
| $^{141}$Ce | 3,2 x $10^{6}$ | 1,5 x $10^{6}$ |
| $^{143}$Ce | 1,3 x $10^{7}$ | 5,7 x $10^{6}$ |
| $^{144}$Ce | 1,3 x $10^{7}$ | 9,3 x $10^{5}$ |
| $^{143}$Pr | 3,1 x $10^{6}$ | 0,0 |
| $^{147}$Nd | 5,9 x $10^{6}$ | 2,6 x $10^{6}$ |
| $^{147}$Pm | 6,6 x $10^{5}$ | 0,0 |
| $^{154}$Eu | 2,7 x $10^{7}$ | 2,4 x $10^{7}$ |
| $^{155}$Eu | 1,9 x $10^{6}$ | 1,2 x $10^{6}$ |
| $^{182}$Ta | 2,6 x $10^{7}$ | 2,4 x $10^{7}$ |
| $^{185}$W | 1,3 x $10^{6}$ | 0,0 |
| $^{187}$W | 5,6 x $10^{6}$ | 3,2 x $10^{6}$ |
| $^{210}$Pb | 4,2 x $10^{6}$ | 8,8 x $10^{4}$ |
| $^{210}$Bi | 3,8 x $10^{6}$ | 0,0 |
| $^{210}$Po | 0,0 | 0,0 |
| $^{226}$Ra | 2,5 x $10^{5}$ | 1,3 x $10^{5}$ |
| $^{228}$Th | 8,0 x $10^{7}$ | 6,8 x $10^{7}$ |
| $^{230}$Th | 1,7 x $10^{5}$ | 2,8 x $10^{4}$ |
| $^{231}$Th | 2,1 x $10^{6}$ | 5,5 x $10^{5}$ |
| $^{234}$Th | 7,4 x $10^{7}$ | 5,8 x $10^{7}$ |
| $^{234}$Pa | 6,5 x $10^{7}$ | 5,8 x $10^{7}$ |
| $^{232}$U | 7,4 x $10^{7}$ | 6,3 x $10^{7}$ |
| $^{233}$U | 9,6 x $10^{4}$ | 3,1 x $10^{4}$ |
| $^{234}$U | 1,6 x $10^{5}$ | 2,9 x $10^{4}$ |
| $^{235}$U | 5,4 x $10^{6}$ | 3,4 x $10^{6}$ |
| $^{236}$U | 1,3 x $10^{5}$ | 2,5 x $10^{4}$ |
| $^{237}$U | 4,7 x $10^{6}$ | 2,8 x $10^{6}$ |
| $^{238}$U | 7,4 x $10^{7}$ | 5,8 x $10^{7}$ |
| $^{237}$Np | 7,6 x $10^{6}$ | 5,3 x $10^{6}$ |
| $^{239}$Np | 5,1 x $10^{6}$ | 2,6 x $10^{6}$ |
| $^{236}$Pu | 1,6 x $10^{7}$ | 1,4 x $10^{7}$ |
| $^{238}$Pu | 1,3 x $10^{5}$ | 2,8 x $10^{4}$ |
| $^{239}$Pu | 8,3 x $10^{4}$ | 1,1 x $10^{4}$ |
| $^{240}$Pu | 1,2 x $10^{5}$ | 2,4 x $10^{4}$ |
| $^{241}$Pu | 7,6 x $10^{4}$ | 1,4 x $10^{4}$ |
| $^{242}$Pu | 1,1 x $10^{5}$ | 2,4 x $10^{4}$ |
| $^{241}$Am | 7,9 x $10^{5}$ | 4,8 x $10^{5}$ |
| $^{243}$Am | 1,1 x $10^{6}$ | 9,4 x $10^{5}$ |
| $^{242}$Cm | 1,5 x $10^{5}$ | 3,3 x $10^{4}$ |
| $^{244}$Cm | 1,8 x $10^{5}$ | 1,3 x $10^{5}$ |

Tableau 4-2. Facteurs de bioaccumulation dans un biote d'eau douce[a].

| Radio-nuclide | Facteurs de bioaccumulation ($mL.g^{-1}$) dans les: | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Plantes aquatiques | Invertébrés | Poisson | Rat musqué |
| $^{3}H$ | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 |
| $^{14}C$ | $4,55 \times 10^{3}$ | $9,09 \times 10^{3}$ | $4,55 \times 10^{3}$ | $6,55 \times 10^{3}$ |
| $^{22}Na$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 17 | 20 | $1,58 \times 10^{2}$ |
| $^{24}Na$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 17 | 20 | 8,64 |
| $^{32}P$ | $1,0 \times 10^{4}$ | $1,0 \times 10^{5}$ | $1,0 \times 10^{5}$ | $1,46 \times 10^{4}$ |
| $^{35}S$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $7,5 \times 10^{2}$ | $6,38 \times 10^{2}$ |
| $^{46}Sc$ | $1,0 \times 10^{4}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 3,17 |
| $^{51}Cr$ | 40 | 20 | 40 | 0,766 |
| $^{54}Mn$ | $1,0 \times 10^{4}$ | $4,0 \times 10^{4}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $8,06 \times 10^{2}$ |
| $^{55}Fe$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $3,2 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $1,44 \times 10^{3}$ |
| $^{59}Fe$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $3,2 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $6,15 \times 10^{2}$ |
| $^{57}Co$ | $2,0 \times 10^{2}$ | $2,0 \times 10^{2}$ | 20 | 79,5 |
| $^{58}Co$ | $2,0 \times 10^{2}$ | $2,0 \times 10^{2}$ | 20 | 72,6 |
| $^{60}Co$ | $2,0 \times 10^{2}$ | $2,0 \times 10^{2}$ | 20 | 82,1 |
| $^{63}Ni$ | 50 | $1,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $2,16 \times 10^{2}$ |
| $^{64}Cu$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $2,0 \times 10^{2}$ | 21,4 |
| $^{65}Zn$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{4}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,44 \times 10^{3}$ |
| $^{69m}Zn$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{4}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | 8,35 |
| $^{80m}Br$ | 50 | $3,33 \times 10^{2}$ | $4,17 \times 10^{2}$ | 1,3 |
| $^{82}Br$ | 50 | $3,33 \times 10^{2}$ | $4,17 \times 10^{2}$ | 9,36 |
| $^{83}Br$ | 50 | $3,33 \times 10^{2}$ | $4,17 \times 10^{2}$ | 0,720 |
| $^{84}Br$ | 50 | $3,33 \times 10^{2}$ | $4,17 \times 10^{2}$ | 1,51 |
| $^{86}Rb$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $2,0 \times 10^{3}$ | $1,9 \times 10^{3}$ |
| $^{88}Rb$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $2,0 \times 10^{3}$ | 1,44 |
| $^{89}Rb$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $2,0 \times 10^{3}$ | 0,288 |
| $^{89}Sr$ | $5,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 5,0 | $1,09 \times 10^{3}$ |
| $^{90}Sr$ | $5,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 5,0 | $2,16 \times 10^{3}$ |
| $^{91}Sr$ | $5,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 5,0 | 8,64 |
| $^{90}Y$ | $5,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | 25 | 0,193 |
| $^{91}Y$ | $5,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | 25 | 4,18 |
| $^{93}Y$ | $5,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | 25 | $3,02 \times 10^{-2}$ |
| $^{95}Zr$ | $1,0 \times 10^{3}$ | 6,67 | 3,33 | 0,799 |
| $^{97}Zr$ | $1,0 \times 10^{3}$ | 6,67 | 3,33 | $1,02 \times 10^{-2}$ |
| $^{95}Nb$ | $8,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $3,0 \times 10^{4}$ | 0.386 |
| $^{99}Mo$ | $1,0 \times 10^{3}$ | 10 | 10 | $2,07 \times 10^{2}$ |
| $^{99}Tc$ | 40 | 5,0 | 15 | 2,88 |
| $^{103}Ru$ | $2,0 \times 10^{2}$ | $3,0 \times 10^{2}$ | 10 | 5,36 |
| $^{106}Ru$ | $2,0 \times 10^{2}$ | $3,0 \times 10^{2}$ | 10 | 6,22 |
| $^{105}Rh$ | $2,0 \times 10^{2}$ | $3,0 \times 10^{2}$ | 10 | 7,66 |
| $^{110m}Ag$ | $2,0 \times 10^{2}$ | $7,69 \times 10^{2}$ | 2,31 | 1,41 |
| $^{125}Sn$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $3,0 \times 10^{3}$ | 5,4 |
| $^{122}Sb$ | $1,5 \times 10^{3}$ | 10 | 1,0 | 16,8 |
| $^{124}Sb$ | $1,5 \times 10^{3}$ | 10 | 1,0 | $1,49 \times 10^{2}$ |
| $^{125}Sb$ | $1,5 \times 10^{3}$ | 10 | 1,0 | $2,33 \times 10^{2}$ |
| $^{127}Sb$ | $1,5 \times 10^{3}$ | 10 | 1,0 | 22,7 |
| $^{125m}Te$ | $1,0 \times 10^{3B}$ | $6,1 \times 10^{3B}$ | $4,0 \times 10^{2B}$ | $4,32 \times 10^{2}$ |
| $^{127}Te$ | $1,0 \times 10^{3B}$ | $6,1 \times 10^{3B}$ | $4,0 \times 10^{2B}$ | 13,7 |
| $^{127m}Te$ | $1,0 \times 10^{3B}$ | $6,1 \times 10^{3B}$ | $4,0 \times 10^{2B}$ | $4,68 \times 10^{2}$ |
| $^{129}Te$ | $1,0 \times 10^{3B}$ | $6,1 \times 10^{3B}$ | $4,0 \times 10^{2B}$ | 1,84 |
| $^{129m}Te$ | $1,0 \times 10^{3B}$ | $6,1 \times 10^{3B}$ | $4,0 \times 10^{2B}$ | $3,6 \times 10^{2}$ |
| $^{131m}Te$ | $1,0 \times 10^{3B}$ | $6,1 \times 10^{3B}$ | $4,0 \times 10^{2B}$ | 41,4 |
| $^{132}Te$ | $1,0 \times 10^{3B}$ | $6,1 \times 10^{3B}$ | $4,0 \times 10^{2B}$ | 93,6 |
| $^{129}I$ | 40 | 5,0 | 15 | $5,76 \times 10^{2}$ |
| $^{130}I$ | 40 | 5,0 | 15 | 2,93 |
| $^{131}I$ | 40 | 5,0 | 15 | 43,8 |
| $^{132}I$ | 40 | 5,0 | 15 | 0,543 |
| $^{133}I$ | 40 | 5,0 | 15 | 5,01 |
| $^{134}I$ | 40 | 5,0 | 15 | 0,207 |
| $^{135}I$ | 40 | 5,0 | 15 | 1,61 |

Tableau 4-2. (suite)

| Radio-nuclide | Facteurs de bioaccumulation ($mL.g^{-1}$) dans les: Plantes aquatiques | Invertébrés | Poisson | Rats musqué |
|---|---|---|---|---|
| $^{134}Cs$ | 80 | $1,0 \times 10^2$ | $4,0 \times 10^2$ | $7,49 \times 10^2$ |
| $^{136}Cs$ | 80 | $1,0 \times 10^2$ | $4,0 \times 10^2$ | $1,27 \times 10^2$ |
| $^{137}Cs$ | 80 | $1,0 \times 10^2$ | $4,0 \times 10^2$ | $8,06 \times 10^2$ |
| $^{138}Cs$ | 80 | $1,0 \times 10^2$ | $4,0 \times 10^2$ | 2,53 |
| $^{140}Ba$ | $5,0 \times 10^2$ | $2,0 \times 10^2$ | 4,0 | 38,5 |
| $^{140}La$ | $5,0 \times 10^3$ | $1,0 \times 10^3$ | 25 | 0,121 |
| $^{141}Ce$ | $5,0 \times 10^3$ | $1,0 \times 10^3$ | 25 | 2,16 |
| $^{143}Ce$ | $5,0 \times 10^3$ | $1,0 \times 10^3$ | 25 | $9,58 \times 10^{-2}$ |
| $^{144}Ce$ | $5,0 \times 10^3$ | $1,0 \times 10^3$ | 25 | 7,2 |
| $^{143}Pr$ | $5,0 \times 10^3$ | $1,0 \times 10^3$ | 25 | 0,972 |
| $^{147}Nd$ | $5,0 \times 10^3$ | $1,0 \times 10^3$ | 25 | 0,799 |
| $^{147}Pm$ | $5,0 \times 10^3$ | $1,0 \times 10^3$ | 25 | 7,2 |
| $^{154}Eu$ | $5,0 \times 10^3$ | $1,0 \times 10^3$ | 25 | 7,2 |
| $^{155}Eu$ | $5,0 \times 10^3$ | $1,0 \times 10^3$ | 25 | 7,2 |
| $^{182}Ta$ | $8,0 \times 10^2$ | $6,67 \times 10^2$ | $3,0 \times 10^4$ | 0,876 |
| $^{185}W$ | $1,2 \times 10^3$ | 10 | $1,2 \times 10^3$ | 17,3 |
| $^{187}W$ | $1,2 \times 10^3$ | 10 | $1,2 \times 10^3$ | 8,64 |
| $^{210}Pb$ | $2,0 \times 10^2$ | $1,0 \times 10^2$ | $3,0 \times 10^2$ | $2,3 \times 10^3$ |
| $^{210}Bi$ | $1,0 \times 10^5$ [γ] | $1,0 \times 10^5$ [γ] | 15 [γ] | $3,6 \times 10^2$ |
| $^{210}Po$ | $2,0 \times 10^3$ | $2,0 \times 10^4$ | 50 | $4,32 \times 10^2$ |
| $^{226}Ra$ | $2,5 \times 10^3$ | $2,5 \times 10^2$ | 50 | $1,08 \times 10^4$ |
| $^{228}Th$ | $1,5 \times 10^3$ | $5,0 \times 10^2$ | 30 | 2,16 |
| $^{230}Th$ | $1,5 \times 10^3$ | $5,0 \times 10^2$ | 30 | 2,16 |
| $^{231}Th$ | $1,5 \times 10^3$ | $5,0 \times 10^2$ | 30 | $2,31 \times 10^{-2}$ |
| $^{234}Th$ | $1,5 \times 10^3$ | $5,0 \times 10^2$ | 30 | 0,52 |
| $^{234}Pa$ | $1,13 \times 10^3$ | $1,13 \times 10^2$ | 11,3 | $4,56 \times 10^{-3}$ |
| $^{232}U$ | $1,0 \times 10^3$ | $1,0 \times 10^2$ | 10 | 1,44 |
| $^{233}U$ | $1,0 \times 10^3$ | $1,0 \times 10^2$ | 10 | 1,44 |
| $^{234}U$ | $1,0 \times 10^3$ | $1,0 \times 10^2$ | 10 | 1,44 |
| $^{235}U$ | $1,0 \times 10^3$ | $1,0 \times 10^2$ | 10 | 1,44 |
| $^{236}U$ | $1,0 \times 10^3$ | $1,0 \times 10^2$ | 10 | 1,44 |
| $^{237}U$ | $1,0 \times 10^3$ | $1,0 \times 10^2$ | 10 | $9,0 \times 10^{-2}$ |
| $^{238}U$ | $1,0 \times 10^3$ | $1,0 \times 10^2$ | 10 | 1,44 |
| $^{237}Np$ | $1,0 \times 10^3$ | $4,0 \times 10^2$ | 10 | 1,44 |
| $^{239}Np$ | $1,0 \times 10^3$ | $4,0 \times 10^2$ | 10 | $3,36 \times 10^{-2}$ |
| $^{236}Pu$ | $3,5 \times 10^2$ | $1,0 \times 10^2$ | $3,5 \times 10^2$ | 0,15 |
| $^{238}Pu$ | $3,5 \times 10^2$ | $1,0 \times 10^2$ | $3,5 \times 10^2$ | 0,15 |
| $^{239}Pu$ | $3,5 \times 10^2$ | $1,0 \times 10^2$ | $3,5 \times 10^2$ | 0,15 |
| $^{240}Pu$ | $3,5 \times 10^2$ | $1,0 \times 10^2$ | $3,5 \times 10^2$ | 0,15 |
| $^{241}Pu$ | $3,5 \times 10^2$ | $1,0 \times 10^2$ | $3,5 \times 10^2$ | 0,15 |
| $^{242}Pu$ | $3,5 \times 10^2$ | $1,0 \times 10^2$ | $3,5 \times 10^2$ | 0,15 |
| $^{241}Am$ | $5,0 \times 10^3$ | $1,0 \times 10^3$ | 25 | 7,2 |
| $^{243}Am$ | $5,0 \times 10^3$ | $1,0 \times 10^3$ | 25 | 7,2 |
| $^{242}Cm$ | $5,0 \times 10^3$ | $1,0 \times 10^3$ | 25 | 7,2 |
| $^{244}Cm$ | $5,0 \times 10^3$ | $1,0 \times 10^3$ | 25 | 7,2 |

[α] Sauf indication contraire, les facteurs s'appliquant aux plantes aquatiques, aux invertébrés et aux poissons proviennent de valeurs données par Thompson et al. (1972).

[β] Calculé à partir d'analyses de éléments stables fournies par la Alabama Power Company (1972).

[γ] Ng et al. (1968).

Tableau 4-3. Facteurs de bioaccumulation dans un biote marin[a].

| Radionuclide | Facteurs de bioaccumulation ($mL.g^{-1}$) dans les: Algues | Mollusques/crustacés | Poisson | Oiseaux aquatiques/oiseaux du littoral |
|---|---|---|---|---|
| $^{3}H$ | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 |
| $^{14}C$ | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,44 |
| $^{22}Na$ | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,58 |
| $^{24}Na$ | 1,0 | 1,0 | 2,0 | $8,64 \times 10^{-2}$ |
| $^{32}P$ | $1,0 \times 10^{5}$ | $1,0 \times 10^{4}$ | $1,0 \times 10^{4}$ | $1,46 \times 10^{5}$ |
| $^{35}S$ | 4,0 | 4,0 | 4,0 | 25,5 |
| $^{46}Sc$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $3,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 0,317 |
| $^{51}Cr$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 19,1 |
| $^{54}Mn$ | $1,0 \times 10^{4}$ | $5,0 \times 10^{4}$ | $3,0 \times 10^{3}$ | $8,06 \times 10^{2}$ |
| $^{55}Fe$ | $6,0 \times 10^{3}$ | $2,0 \times 10^{4}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $8,60 \times 10^{3}$ |
| $^{59}Fe$ | $6,0 \times 10^{3}$ | $2,0 \times 10^{4}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $3,69 \times 10^{3}$ |
| $^{57}Co$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{4}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 39,7 |
| $^{58}Co$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{4}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 36,3 |
| $^{60}Co$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{4}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 41,0 |
| $^{63}Ni$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $5,0 \times 10^{2}$ | $4,32 \times 10^{2}$ |
| $^{64}Cu$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $5,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | 21,4 |
| $^{65}Zn$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $5,0 \times 10^{4}$ | $5,0 \times 10^{3}$ | $1,44 \times 10^{3}$ |
| $^{69m}Zn$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $5,0 \times 10^{4}$ | $5,0 \times 10^{3}$ | 8,35 |
| $^{80m}Br$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 10 | 3,0 | 2,59 |
| $^{82}Br$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 10 | 3,0 | 18,7 |
| $^{83}Br$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 10 | 3,0 | 1,44 |
| $^{84}Br$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 10 | 3,0 | 3,02 |
| $^{86}Rb$ | 10 | 50 | 30 | 19 |
| $^{88}Rb$ | 10 | 50 | 30 | $1,44 \times 10^{-2}$ |
| $^{89}Rb$ | 10 | 50 | 30 | $2,88 \times 10^{-3}$ |
| $^{89}Sr$ | 20 | 1,0 | 1,0 | 43,2 |
| $^{90}Sr$ | 20 | 1,0 | 1,0 | 86,4 |
| $^{91}Sr$ | 20 | 1,0 | 1,0 | 0,345 |
| $^{90}Y$ | $3,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 30 | $1,16 \times 10^{-2}$ |
| $^{91}Y$ | $3,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 30 | 0,25 |
| $^{93}Y$ | $3,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 30 | $1,81 \times 10^{-3}$ |
| $^{95}Zr$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 30 | 0,799 |
| $^{97}Zr$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 30 | $1,02 \times 10^{-2}$ |
| $^{95}Nb$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $2,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $4,82 \times 10^{-2}$ |
| $^{99}Mo$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 10 | 20,7 |
| $^{99}Tc$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 10 | 72 |
| $^{103}Ru$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 3,0 | 26,8 |
| $^{106}Ru$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 3,0 | 31,1 |
| $^{105}Rh$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 10 | 3,83 |
| $^{110m}Ag$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $5,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | 7,06 |
| $^{125}Sn$ | 10 | 3.0 | 3,0 | 0,54 |
| $^{122}Sb$ | $1,0 \times 10^{4}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,12 \times 10^{2}$ |
| $^{124}Sb$ | $1,0 \times 10^{4}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $9,94 \times 10^{2}$ |
| $^{125}Sb$ | $1,0 \times 10^{4}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,55 \times 10^{3}$ |
| $^{127}Sb$ | $1,0 \times 10^{4}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,17 \times 10^{3}$ |
| $^{125m}Te$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 10 | $4,32 \times 10^{2}$ |
| $^{127}Te$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 10 | 13,7 |
| $^{127m}Te$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 10 | $4,68 \times 10^{2}$ |
| $^{129}Te$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 10 | 1,84 |
| $^{129m}Te$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 10 | $3,6 \times 10^{2}$ |
| $^{131m}Te$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 10 | 41,4 |
| $^{132}Te$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 10 | 93,6 |
| $^{129}I$ | $1,0 \times 10^{4}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 20 | $1,44 \times 10^{5}$ |
| $^{130}I$ | $1,0 \times 10^{4}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 20 | $6,91 \times 10^{2}$ |
| $^{131}I$ | $1,0 \times 10^{4}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 20 | $1,09 \times 10^{4}$ |
| $^{132}I$ | $1,0 \times 10^{4}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 20 | $1,4 \times 10^{2}$ |
| $^{133}I$ | $1,0 \times 10^{4}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 20 | $1,25 \times 10^{3}$ |

Tableau 4-3. (suite)

| Radionuclide | Facteurs de bioaccumulation ($mL.g^{-1}$) dans les: Algues | Mollusques/crustacés | Poisson | Oiseaux aquatiques/oiseaux du littoral |
|---|---|---|---|---|
| $^{134}I$ | $1,0 \times 10^{4}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 20 | 51,8 |
| $^{135}I$ | $1,0 \times 10^{4}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 20 | $4,03 \times 10^{2}$ |
| $^{134}Cs$ | 10 | 50 | 30 | 93,6 |
| $^{136}Cs$ | 10 | 50 | 30 | 15,8 |
| $^{137}Cs$ | 10 | 50 | 30 | $1,01 \times 10^{2}$ |
| $^{138}Cs$ | 10 | 50 | 30 | 0,322 |
| $^{140}Ba$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 3,0 | 3,0 | 7,7 |
| $^{140}La$ | $3,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 30 | $7,26 \times 10^{-3}$ |
| $^{141}Ce$ | $3,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 30 | 0,13 |
| $^{143}Ce$ | $3,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 30 | $5,74 \times 10^{-3}$ |
| $^{144}Ce$ | $3,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 30 | 0,432 |
| $^{143}Pr$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 0,194 |
| $^{147}Nd$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 0,16 |
| $^{147}Pm$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 1,44 |
| $^{154}Eu$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 1,44 |
| $^{155}Eu$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 1,44 |
| $^{182}Ta$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 0,109 |
| $^{185}W$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 10 | 1,44 |
| $^{187}W$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 10 | 0,72 |
| $^{210}Pb$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{3}$ | $3,0 \times 10^{2}$ | $1,15 \times 10^{3}$ |
| $^{210}Bi$ | $1,0 \times 10^{5}$[β] | $1,0 \times 10^{5}$[β] | 15 | $3,6 \times 10^{2}$ |
| $^{210}Po$ | $2,0 \times 10^{3}$ | $2,0 \times 10^{4}$ | $2,0 \times 10^{3}$ | $4,32 \times 10^{2}$ |
| $^{226}Ra$ | $1,0 \times 10^{2}$ | $1,0 \times 10^{2}$ | 50 | $4,32 \times 10^{2}$ |
| $^{228}Th$ | $3,0 \times 10^{3}$ | $2,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{4}$ | 4,32 |
| $^{230}Th$ | $3,0 \times 10^{3}$ | $2,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{4}$ | 4,32 |
| $^{231}Th$ | $3,0 \times 10^{3}$ | $2,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{4}$ | $4,62 \times 10^{-2}$ |
| $^{234}Th$ | $3,0 \times 10^{3}$ | $2,0 \times 10^{3}$ | $1,0 \times 10^{4}$ | 1,04 |
| $^{234}Pa$ | 6,0 | 10 | 10 | $2,42 \times 10^{-5}$ |
| $^{232}U$ | 66,7[γ] | 10[γ] | 10[γ] | $9,6 \times 10^{-2}$ |
| $^{233}U$ | 66,7[γ] | 10[γ] | 10[γ] | $9,6 \times 10^{-2}$ |
| $^{234}U$ | 66,7[γ] | 10[γ] | 10[γ] | $9,6 \times 10^{-2}$ |
| $^{235}U$ | 66,7[γ] | 10[γ] | 10[γ] | $9,6 \times 10^{-2}$ |
| $^{236}U$ | 66,7[γ] | 10[γ] | 10[γ] | $9,6 \times 10^{-2}$ |
| $^{237}U$ | 66,7[γ] | 10[γ] | 10[γ] | $6,0 \times 10^{-3}$ |
| $^{238}U$ | 66,7[γ] | 10[γ] | 10[γ] | $9,6 \times 10^{-2}$ |
| $^{237}Np$ | 6,0[γ] | 10[γ] | 10[γ] | $8,64 \times 10^{-3}$ |
| $^{239}Np$ | 6,0[γ] | 10[γ] | 10[γ] | $2,01 \times 10^{-4}$ |
| $^{236}Pu$ | $3,5 \times 10^{2}$[γ] | $1,0 \times 10^{2}$[γ] | 3,5[γ] | 0,151 |
| $^{238}Pu$ | $3,5 \times 10^{2}$[γ] | $1,0 \times 10^{2}$[γ] | 3,5[γ] | 0,151 |
| $^{239}Pu$ | $3,5 \times 10^{2}$[γ] | $1,0 \times 10^{2}$[γ] | 3,5[γ] | 0,151 |
| $^{240}Pu$ | $3,5 \times 10^{2}$[γ] | $1,0 \times 10^{2}$[γ] | 3,5[γ] | 0,151 |
| $^{241}Pu$ | $3,5 \times 10^{2}$[γ] | $1,0 \times 10^{2}$[γ] | 3,5[γ] | 0,151 |
| $^{242}Pu$ | $3,5 \times 10^{2}$[γ] | $1,0 \times 10^{2}$[γ] | 3,5[γ] | 0,151 |
| $^{241}Am$ | $5,0 \times 10^{3}$[γ] | $1,0 \times 10^{3}$[γ] | 25[γ] | 0,72 |
| $^{243}Am$ | $5,0 \times 10^{3}$[γ] | $1,0 \times 10^{3}$[γ] | 25[γ] | 0,72 |
| $^{242}Cm$ | $5,0 \times 10^{3}$[γ] | $1,0 \times 10^{3}$[γ] | 25[γ] | 0,72 |
| $^{244}Cm$ | $5,0 \times 10^{3}$[γ] | $1,0 \times 10^{3}$[γ] | 25[γ] | 0,72 |

[α] Sauf indication contraire, les facteurs s'appliquant aux algues, aux mollusques/crustacés et aux poissons proviennent de Freke (1967).

[β] Ng et al. (1968).

[γ] Thompson et al. (1972).

Tableau 4-4. Dose interne estimée à laquelle est exposé un biote d'eau douce après un séjour dans une eau contenant 1 $\mu Ci.mL^{-1}$ d'un radionuclide.

| Radionuclide | Dose interne (mrad.$a^{-1}$) | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Plantes aquatiques | Invertébrés | Poisson | Rats musqués |
| $^{3}H$ | $1,9 \times 10^{5}$ | $1,9 \times 10^{5}$ | $1,9 \times 10^{5}$ | $1,9 \times 10^{5}$ |
| $^{14}C$ | $4,6 \times 10^{9}$ | $9,2 \times 10^{9}$ | $4,6 \times 10^{9}$ | $6,6 \times 10^{9}$ |
| $^{22}Na$ | $3,0 \times 10^{9}$ | $5,1 \times 10^{8}$ | $6,0 \times 10^{8}$ | $2,4 \times 10^{9}$ |
| $^{24}Na$ | $5,0 \times 10^{9}$ | $8,6 \times 10^{8}$ | $1,0 \times 10^{9}$ | $2,4 \times 10^{8}$ |
| $^{32}P$ | $1,3 \times 10^{11}$ | $1,3 \times 10^{12}$ | $1,3 \times 10^{12}$ | $1,9 \times 10^{11}$ |
| $^{35}S$ | $1,0 \times 10^{8}$ | $1,0 \times 10^{8}$ | $7,9 \times 10^{8}$ | $6,7 \times 10^{8}$ |
| $^{46}Sc$ | $2,4 \times 10^{11}$ | $2,4 \times 10^{10}$ | $2,4 \times 10^{9}$ | $3,8 \times 10^{7}$ |
| $^{51}Cr$ | $1,9 \times 10^{7}$ | $9,4 \times 10^{6}$ | $1,9 \times 10^{7}$ | $2,0 \times 10^{5}$ |
| $^{54}Mn$ | $9,5 \times 10^{10}$ | $3,8 \times 10^{11}$ | $9,5 \times 10^{8}$ | $3,5 \times 10^{9}$ |
| $^{55}Fe$ | $1,2 \times 10^{8}$ | $3,9 \times 10^{8}$ | $1,2 \times 10^{7}$ | $1,8 \times 10^{8}$ |
| $^{59}Fe$ | $1,5 \times 10^{10}$ | $4,8 \times 10^{10}$ | $1,5 \times 10^{9}$ | $4,8 \times 10^{9}$ |
| $^{57}Co$ | $3,4 \times 10^{8}$ | $3,4 \times 10^{8}$ | $3,4 \times 10^{7}$ | $7,9 \times 10^{7}$ |
| $^{58}Co$ | $2,3 \times 10^{9}$ | $2,3 \times 10^{9}$ | $2,3 \times 10^{8}$ | $3,9 \times 10^{8}$ |
| $^{60}Co$ | $5,6 \times 10^{9}$ | $5,6 \times 10^{9}$ | $5,6 \times 10^{8}$ | $1,1 \times 10^{9}$ |
| $^{63}Ni$ | $2,0 \times 10^{7}$ | $3,9 \times 10^{7}$ | $3,9 \times 10^{7}$ | $8,5 \times 10^{7}$ |
| $^{64}Cu$ | $4,7 \times 10^{9}$ | $4,7 \times 10^{9}$ | $9,4 \times 10^{8}$ | $7,6 \times 10^{7}$ |
| $^{65}Zn$ | $6,0 \times 10^{9}$ | $6,0 \times 10^{10}$ | $6,0 \times 10^{9}$ | $4,0 \times 10^{9}$ |
| $^{69m}Zn$ | $1,2 \times 10^{10}$ | $1,2 \times 10^{11}$ | $1,2 \times 10^{10}$ | $7,8 \times 10^{7}$ |
| $^{80m}Br$ | $6,9 \times 10^{8}$ | $4,6 \times 10^{9}$ | $5,8 \times 10^{9}$ | $1,8 \times 10^{7}$ |
| $^{82}Br$ | $1,7 \times 10^{9}$ | $1,1 \times 10^{10}$ | $1,4 \times 10^{10}$ | $3,2 \times 10^{8}$ |
| $^{83}Br$ | $3,6 \times 10^{8}$ | $2,4 \times 10^{9}$ | $3,0 \times 10^{9}$ | $5,1 \times 10^{6}$ |
| $^{84}Br$ | $2,2 \times 10^{9}$ | $1,4 \times 10^{10}$ | $1,8 \times 10^{10}$ | $6,6 \times 10^{7}$ |
| $^{86}Rb$ | $1,3 \times 10^{10}$ | $1,3 \times 10^{10}$ | $2,6 \times 10^{10}$ | $2,3 \times 10^{10}$ |
| $^{88}Rb$ | $5,1 \times 10^{10}$ | $5,1 \times 10^{10}$ | $1,0 \times 10^{11}$ | $7,4 \times 10^{7}$ |
| $^{89}Rb$ | $3,7 \times 10^{10}$ | $3,7 \times 10^{10}$ | $7,4 \times 10^{10}$ | $1,1 \times 10^{7}$ |
| $^{89}Sr$ | $5,1 \times 10^{9}$ | $1,0 \times 10^{9}$ | $5,1 \times 10^{7}$ | $1,1 \times 10^{10}$ |
| $^{90}Sr$ | $1,0 \times 10^{10}$ | $2,1 \times 10^{9}$ | $1,0 \times 10^{8}$ | $4,4 \times 10^{10}$ |
| $^{91}Sr$ | $2,0 \times 10^{10}$ | $3,9 \times 10^{9}$ | $2,0 \times 10^{8}$ | $2,4 \times 10^{8}$ |
| $^{90}Y$ | $8,3 \times 10^{10}$ | $1,7 \times 10^{10}$ | $4,2 \times 10^{8}$ | $3,2 \times 10^{6}$ |
| $^{91}Y$ | $5,5 \times 10^{10}$ | $1,1 \times 10^{10}$ | $2,8 \times 10^{8}$ | $4,6 \times 10^{7}$ |
| $^{93}Y$ | $1,6 \times 10^{11}$ | $3,2 \times 10^{10}$ | $7,9 \times 10^{8}$ | $8,5 \times 10^{5}$ |
| $^{95}Zr$ | $2,1 \times 10^{10}$ | $1,4 \times 10^{8}$ | $6,8 \times 10^{7}$ | $8,5 \times 10^{6}$ |
| $^{97}Zr$ | $3,9 \times 10^{10}$ | $2,6 \times 10^{8}$ | $1,3 \times 10^{8}$ | $3,1 \times 10^{5}$ |
| $^{95}Nb$ | $7,6 \times 10^{9}$ | $9,5 \times 10^{8}$ | $2,9 \times 10^{11}$ | $1,9 \times 10^{6}$ |
| $^{99}Mo$ | $1,0 \times 10^{10}$ | $1,0 \times 10^{8}$ | $1,0 \times 10^{8}$ | $1,8 \times 10^{9}$ |
| $^{99}Tc$ | $7,0 \times 10^{7}$ | $8,8 \times 10^{6}$ | $2,6 \times 10^{7}$ | $5,1 \times 10^{6}$ |
| $^{103}Ru$ | $1,6 \times 10^{9}$ | $2,5 \times 10^{9}$ | $8,2 \times 10^{7}$ | $2,7 \times 10^{7}$ |
| $^{106}Ru$ | $5,2 \times 10^{9}$ | $7,9 \times 10^{9}$ | $2,6 \times 10^{8}$ | $1,6 \times 10^{8}$ |
| $^{105}Rh$ | $6,7 \times 10^{8}$ | $1,0 \times 10^{9}$ | $3,4 \times 10^{7}$ | $2,6 \times 10^{7}$ |
| $^{110m}Ag$ | $6,4 \times 10^{9}$ | $2,4 \times 10^{10}$ | $7,3 \times 10^{7}$ | $2,2 \times 10^{7}$ |
| $^{125}Sn$ | $1,8 \times 10^{9}$ | $1,8 \times 10^{10}$ | $5,3 \times 10^{10}$ | $9,5 \times 10^{7}$ |
| $^{122}Sb$ | $2,3 \times 10^{10}$ | $1,5 \times 10^{8}$ | $1,5 \times 10^{7}$ | $2,1 \times 10^{8}$ |
| $^{124}Sb$ | $4,5 \times 10^{10}$ | $3,0 \times 10^{8}$ | $3,0 \times 10^{7}$ | $2,6 \times 10^{9}$ |
| $^{125}Sb$ | $1,0 \times 10^{10}$ | $6,7 \times 10^{7}$ | $6,7 \times 10^{6}$ | $1,6 \times 10^{9}$ |
| $^{127}Sb$ | $2,8 \times 10^{10}$ | $1,9 \times 10^{8}$ | $1,9 \times 10^{7}$ | $3,6 \times 10^{8}$ |
| $^{125m}Te$ | $2,8 \times 10^{9}$ | $1,7 \times 10^{10}$ | $1,1 \times 10^{9}$ | $1,1 \times 10^{9}$ |
| $^{127}Te$ | $4,5 \times 10^{9}$ | $2,7 \times 10^{10}$ | $1,8 \times 10^{9}$ | $6,1 \times 10^{7}$ |
| $^{127m}Te$ | $6,0 \times 10^{9}$ | $3,7 \times 10^{10}$ | $2,4 \times 10^{9}$ | $2,8 \times 10^{9}$ |
| $^{129}Te$ | $1,8 \times 10^{10}$ | $1,8 \times 10^{12}$ | $7,3 \times 10^{9}$ | $2,5 \times 10^{7}$ |
| $^{129m}Te$ | $2,1 \times 10^{10}$ | $2,1 \times 10^{12}$ | $8,2 \times 10^{9}$ | $5,6 \times 10^{9}$ |
| $^{131m}Te$ | $3,0 \times 10^{10}$ | $1,8 \times 10^{11}$ | $1,2 \times 10^{10}$ | $7,5 \times 10^{8}$ |
| $^{132}Te$ | $3,6 \times 10^{10}$ | $3,6 \times 10^{12}$ | $1,4 \times 10^{10}$ | $1,9 \times 10^{9}$ |

Tableau 4-4. (suite)

| Radio-nucléide | Dose interne (mrad.a$^{-1}$) | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Plantes aquatiques | Invertébrés | Poisson | Rats musqués |
| $^{129}$I | 6,0 x $10^{7}$ | 7,5 x $10^{6}$ | 2,2 x $10^{7}$ | 7,0 x $10^{8}$ |
| $^{130}$I | 9,7 x $10^{8}$ | 1,2 x $10^{8}$ | 3,6 x $10^{8}$ | 3,2 x $10^{7}$ |
| $^{131}$I | 3,3 x $10^{8}$ | 4,1 x $10^{7}$ | 1,2 x $10^{8}$ | 2,5 x $10^{8}$ |
| $^{132}$I | 1,3 x $10^{9}$ | 1,6 x $10^{8}$ | 4,8 x $10^{8}$ | 1,0 x $10^{7}$ |
| $^{133}$I | 6,3 x $10^{8}$ | 7,9 x $10^{7}$ | 2,4 x $10^{8}$ | 6,0 x $10^{7}$ |
| $^{134}$I | 1,1 x $10^{9}$ | 1,4 x $10^{8}$ | 4,2 x $10^{8}$ | 4,3 x $10^{6}$ |
| $^{135}$I | 9,7 x $10^{8}$ | 1,2 x $10^{8}$ | 3,6 x $10^{8}$ | 2,3 x $10^{7}$ |
| $^{134}$Cs | 1,6 x $10^{9}$ | 2,1 x $10^{9}$ | 8,2 x $10^{9}$ | 8,0 x $10^{9}$ |
| $^{136}$Cs | 9,7 x $10^{8}$ | 1,2 x $10^{9}$ | 4,9 x $10^{9}$ | 8,3 x $10^{8}$ |
| $^{137}$Cs | 8,8 x $10^{8}$ | 1,1 x $10^{9}$ | 4,4 x $10^{9}$ | 6,2 x $10^{9}$ |
| $^{138}$Cs | 3,9 x $10^{9}$ | 4,8 x $10^{9}$ | 1,9 x $10^{10}$ | 9,0 x $10^{7}$ |
| $^{140}$Ba | 2,2 x $10^{10}$ | 8,6 x $10^{9}$ | 1,7 x $10^{8}$ | 1,0 x $10^{9}$ |
| $^{140}$La | 1,8 x $10^{11}$ | 3,6 x $10^{10}$ | 8,9 x $10^{8}$ | 2,5 x $10^{6}$ |
| $^{141}$Ce | 2,0 x $10^{10}$ | 3,9 x $10^{9}$ | 9,8 x $10^{7}$ | 7,3 x $10^{6}$ |
| $^{143}$Ce | 9,1 x $10^{10}$ | 1,8 x $10^{10}$ | 4,5 x $10^{8}$ | 1,5 x $10^{6}$ |
| $^{144}$Ce | 1,2 x $10^{11}$ | 2,4 x $10^{10}$ | 6,1 x $10^{8}$ | 1,8 x $10^{8}$ |
| $^{143}$Pr | 3,0 x $10^{10}$ | 6,0 x $10^{9}$ | 1,5 x $10^{8}$ | 5,8 x $10^{6}$ |
| $^{147}$Nd | 3,7 x $10^{10}$ | 7,5 x $10^{9}$ | 1,9 x $10^{8}$ | 4,8 x $10^{6}$ |
| $^{147}$Pm | 6,5 x $10^{9}$ | 1,3 x $10^{9}$ | 3,2 x $10^{7}$ | 9,3 x $10^{6}$ |
| $^{154}$Eu | 1,2 x $10^{11}$ | 2,4 x $10^{10}$ | 6,1 x $10^{8}$ | 1,2 x $10^{8}$ |
| $^{155}$Eu | 1,5 x $10^{10}$ | 3,0 x $10^{9}$ | 7,5 x $10^{7}$ | 1,3 x $10^{7}$ |
| $^{182}$Ta | 1,6 x $10^{10}$ | 1,4 x $10^{10}$ | 6,2 x $10^{11}$ | 9,2 x $10^{6}$ |
| $^{185}$W | 3,1 x $10^{9}$ | 2,6 x $10^{7}$ | 3,1 x $10^{9}$ | 4,5 x $10^{7}$ |
| $^{187}$W | 1,5 x $10^{10}$ | 1,3 x $10^{8}$ | 1,5 x $10^{10}$ | 7,1 x $10^{7}$ |
| $^{210}$Pb | 3,7 x $10^{10}$ | 1,9 x $10^{10}$ | 5,6 x $10^{10}$ | 1,1 x $10^{12}$ |
| $^{210}$Bi | 1,9 x $10^{13}$ | 1,9 x $10^{13}$ | 2,8 x $10^{9}$ | 1,8 x $10^{11}$ |
| $^{210}$Po | 2,1 x $10^{12}$ | 2,1 x $10^{13}$ | 5,1 x $10^{10}$ | 4,4 x $10^{11}$ |
| $^{226}$Ra | 5,1 x $10^{12}$ | 5,1 x $10^{11}$ | 1,0 x $10^{11}$ | 2,2 x $10^{13}$ |
| $^{228}$Th | 6,5 x $10^{12}$ | 2,2 x $10^{12}$ | 1,3 x $10^{11}$ | 9,7 x $10^{9}$ |
| $^{230}$Th | 1,3 x $10^{12}$ | 4,5 x $10^{11}$ | 2,7 x $10^{10}$ | 1,9 x $10^{9}$ |
| $^{231}$Th | 5,0 x $10^{9}$ | 1,7 x $10^{9}$ | 1,0 x $10^{8}$ | 4,8 x $10^{4}$ |
| $^{234}$Th | 2,6 x $10^{10}$ | 8,5 x $10^{9}$ | 5,1 x $10^{8}$ | 8,8 x $10^{6}$ |
| $^{234}$Pa | 2,3 x $10^{10}$ | 2,3 x $10^{9}$ | 2,3 x $10^{8}$ | 5,1 x $10^{4}$ |
| $^{232}$U | 5,2 x $10^{12}$ | 5,2 x $10^{11}$ | 5,2 x $10^{10}$ | 5,7 x $10^{9}$ |
| $^{233}$U | 9,4 x $10^{11}$ | 9,4 x $10^{10}$ | 9,3 x $10^{9}$ | 1,3 x $10^{9}$ |
| $^{234}$U | 9,2 x $10^{11}$ | 9,2 x $10^{10}$ | 9,2 x $10^{9}$ | 1,3 x $10^{9}$ |
| $^{235}$U | 8,6 x $10^{11}$ | 8,6 x $10^{10}$ | 8,6 x $10^{9}$ | 1,2 x $10^{9}$ |
| $^{236}$U | 8,8 x $10^{11}$ | 8,8 x $10^{10}$ | 8,8 x $10^{9}$ | 1,3 x $10^{9}$ |
| $^{237}$U | 3,1 x $10^{9}$ | 3,1 x $10^{8}$ | 3,1 x $10^{7}$ | 2,0 x $10^{5}$ |
| $^{238}$U | 8,0 x $10^{11}$ | 8,0 x $10^{10}$ | 8,0 x $10^{9}$ | 1,2 x $10^{9}$ |
| $^{237}$Np | 9,2 x $10^{11}$ | 3,7 x $10^{11}$ | 9,2 x $10^{9}$ | 1,3 x $10^{9}$ |
| $^{239}$Np | 5,4 x $10^{9}$ | 2,2 x $10^{9}$ | 5,4 x $10^{7}$ | 1,4 x $10^{5}$ |
| $^{236}$Pu | 2,2 x $10^{12}$ | 6,4 x $10^{11}$ | 2,2 x $10^{12}$ | 4,8 x $10^{8}$ |
| $^{238}$Pu | 3,7 x $10^{11}$ | 1,1 x $10^{11}$ | 3,7 x $10^{11}$ | 1,6 x $10^{8}$ |
| $^{239}$Pu | 3,5 x $10^{11}$ | 9,9 x $10^{10}$ | 3,5 x $10^{11}$ | 1,5 x $10^{8}$ |
| $^{240}$Pu | 3,5 x $10^{11}$ | 9,9 x $10^{10}$ | 3,5 x $10^{11}$ | 1,5 x $10^{8}$ |
| $^{241}$Pu | 1,5 x $10^{10}$ | 4,3 x $10^{9}$ | 1,5 x $10^{10}$ | 6,5 x $10^{6}$ |
| $^{242}$Pu | 3,3 x $10^{11}$ | 9,5 x $10^{10}$ | 3,3 x $10^{11}$ | 1,4 x $10^{8}$ |
| $^{241}$Am | 5,3 x $10^{12}$ | 1,1 x $10^{12}$ | 2,7 x $10^{10}$ | 7,7 x $10^{9}$ |
| $^{243}$Am | 5,0 x $10^{12}$ | 1,0 x $10^{12}$ | 2,5 x $10^{10}$ | 7,3 x $10^{9}$ |
| $^{242}$Cm | 7,5 x $10^{12}$ | 1,5 x $10^{12}$ | 3,7 x $10^{10}$ | 8,6 x $10^{9}$ |
| $^{244}$Cm | 5,6 x $10^{12}$ | 1,1 x $10^{12}$ | 2,8 x $10^{10}$ | 8,1 x $10^{9}$ |

Tableau 4-5. Dose interne estimée à laquelle est exposé un biote marin après un séjour dans une eau contenant 1 $\mu Ci.mL^{-1}$ d'un radionuclide.

| Radio-nuclide | Dose interne ($mrad.a^{-1}$) | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Algues | Mollusques/ crustacés | Poissons | Oiseaux aquatiques/ oiseaux du littoral |
| $^{3}H$ | $1,9 \times 10^{5}$ | $1,9 \times 10^{5}$ | $1,9 \times 10^{5}$ | $1,9 \times 10^{5}$ |
| $^{14}C$ | $1,0 \times 10^{6}$ | $1,0 \times 10^{6}$ | $1,0 \times 10^{6}$ | $1,5 \times 10^{6}$ |
| $^{22}Na$ | $3,0 \times 10^{7}$ | $3,0 \times 10^{7}$ | $3,0 \times 10^{7}$ | $2,4 \times 10^{7}$ |
| $^{24}Na$ | $5,0 \times 10^{7}$ | $5,0 \times 10^{7}$ | $5,0 \times 10^{7}$ | $2,4 \times 10^{6}$ |
| $^{32}P$ | $1,3 \times 10^{12}$ | $1,3 \times 10^{11}$ | $1,3 \times 10^{11}$ | $1,9 \times 10^{12}$ |
| $^{35}S$ | $4,2 \times 10^{6}$ | $4,2 \times 10^{6}$ | $4,2 \times 10^{6}$ | $2,7 \times 10^{7}$ |
| $^{46}Sc$ | $2,4 \times 10^{10}$ | $7,3 \times 10^{9}$ | $2,4 \times 10^{9}$ | $3,8 \times 10^{6}$ |
| $^{51}Cr$ | $4,7 \times 10^{8}$ | $4,7 \times 10^{8}$ | $4,7 \times 10^{7}$ | $5,0 \times 10^{6}$ |
| $^{54}Mn$ | $9,5 \times 10^{10}$ | $4,8 \times 10^{11}$ | $2,9 \times 10^{10}$ | $3,5 \times 10^{9}$ |
| $^{55}Fe$ | $7,3 \times 10^{8}$ | $2,4 \times 10^{9}$ | $1,2 \times 10^{8}$ | $1,0 \times 10^{9}$ |
| $^{59}Fe$ | $9,1 \times 10^{10}$ | $3,0 \times 10^{11}$ | $1,5 \times 10^{10}$ | $2,9 \times 10^{10}$ |
| $^{57}Co$ | $1,7 \times 10^{8}$ | $1,7 \times 10^{10}$ | $1,7 \times 10^{8}$ | $3,9 \times 10^{7}$ |
| $^{58}Co$ | $1,1 \times 10^{9}$ | $1,1 \times 10^{11}$ | $1,1 \times 10^{9}$ | $2,0 \times 10^{8}$ |
| $^{60}Co$ | $2,8 \times 10^{9}$ | $2,8 \times 10^{11}$ | $2,8 \times 10^{9}$ | $5,5 \times 10^{8}$ |
| $^{63}Ni$ | $3,9 \times 10^{7}$ | $3,9 \times 10^{7}$ | $2,0 \times 10^{8}$ | $1,7 \times 10^{8}$ |
| $^{64}Cu$ | $4,7 \times 10^{9}$ | $2,3 \times 10^{10}$ | $4,7 \times 10^{9}$ | $7,6 \times 10^{7}$ |
| $^{65}Zn$ | $6,0 \times 10^{9}$ | $3,0 \times 10^{11}$ | $3,0 \times 10^{10}$ | $4,0 \times 10^{9}$ |
| $^{69m}Zn$ | $1,2 \times 10^{10}$ | $6,0 \times 10^{11}$ | $6,0 \times 10^{10}$ | $7,8 \times 10^{7}$ |
| $^{80m}Br$ | $1,4 \times 10^{9}$ | $1,4 \times 10^{8}$ | $4,2 \times 10^{7}$ | $3,6 \times 10^{7}$ |
| $^{82}Br$ | $3,4 \times 10^{9}$ | $3,4 \times 10^{8}$ | $1,0 \times 10^{8}$ | $6,3 \times 10^{8}$ |
| $^{83}Br$ | $7,1 \times 10^{8}$ | $7,1 \times 10^{7}$ | $2,1 \times 10^{7}$ | $1,0 \times 10^{7}$ |
| $^{84}Br$ | $4,3 \times 10^{9}$ | $4,3 \times 10^{8}$ | $1,3 \times 10^{8}$ | $1,3 \times 10^{8}$ |
| $^{86}Rb$ | $1,3 \times 10^{8}$ | $6,5 \times 10^{8}$ | $3,9 \times 10^{8}$ | $2,3 \times 10^{8}$ |
| $^{88}Rb$ | $5,1 \times 10^{8}$ | $2,6 \times 10^{9}$ | $1,5 \times 10^{9}$ | $7,4 \times 10^{5}$ |
| $^{89}Rb$ | $3,7 \times 10^{8}$ | $1,9 \times 10^{9}$ | $1,1 \times 10^{9}$ | $1,1 \times 10^{5}$ |
| $^{89}Sr$ | $2,1 \times 10^{8}$ | $1,0 \times 10^{7}$ | $1,0 \times 10^{7}$ | $4,4 \times 10^{8}$ |
| $^{90}Sr$ | $4,1 \times 10^{8}$ | $2,1 \times 10^{7}$ | $2,1 \times 10^{7}$ | $1,8 \times 10^{9}$ |
| $^{91}Sr$ | $7,9 \times 10^{8}$ | $3,9 \times 10^{7}$ | $3,9 \times 10^{7}$ | $9,7 \times 10^{6}$ |
| $^{90}Y$ | $5,0 \times 10^{9}$ | $1,7 \times 10^{9}$ | $5,0 \times 10^{8}$ | $1,9 \times 10^{5}$ |
| $^{91}Y$ | $3,3 \times 10^{9}$ | $1,1 \times 10^{9}$ | $3,3 \times 10^{8}$ | $2,8 \times 10^{6}$ |
| $^{93}Y$ | $9,5 \times 10^{9}$ | $3,2 \times 10^{9}$ | $9,5 \times 10^{8}$ | $5,1 \times 10^{4}$ |
| $^{95}Zr$ | $2,1 \times 10^{10}$ | $2,1 \times 10^{9}$ | $6,2 \times 10^{8}$ | $8,5 \times 10^{6}$ |
| $^{97}Zr$ | $3,9 \times 10^{10}$ | $3,9 \times 10^{9}$ | $1,2 \times 10^{9}$ | $3,1 \times 10^{5}$ |
| $^{95}Nb$ | $9,5 \times 10^{8}$ | $1,9 \times 10^{9}$ | $9,5 \times 10^{8}$ | $2,3 \times 10^{5}$ |
| $^{99}Mo$ | $1,0 \times 10^{9}$ | $1,0 \times 10^{9}$ | $1,0 \times 10^{8}$ | $1,8 \times 10^{8}$ |
| $^{99}Tc$ | $1,8 \times 10^{9}$ | $1,8 \times 10^{8}$ | $1,8 \times 10^{7}$ | $1,3 \times 10^{8}$ |
| $^{103}Ru$ | $8,2 \times 10^{9}$ | $8,2 \times 10^{8}$ | $2,5 \times 10^{7}$ | $1,4 \times 10^{8}$ |
| $^{106}Ru$ | $2,6 \times 10^{10}$ | $2,6 \times 10^{9}$ | $7,9 \times 10^{7}$ | $8,1 \times 10^{8}$ |
| $^{105}Rh$ | $3,4 \times 10^{8}$ | $3,4 \times 10$ | $3,4 \times 10^{7}$ | $1,3 \times 10^{7}$ |
| $^{110m}Ag$ | $3,2 \times 10^{10}$ | $1,6 \times 10$ | $3,2 \times 10^{10}$ | $1,1 \times 10^{8}$ |
| $^{125}Sn$ | $1,8 \times 10^{8}$ | $5,3 \times 10^{7}$ | $5,3 \times 10^{7}$ | $9,5 \times 10^{6}$ |
| $^{122}Sb$ | $1,5 \times 10^{11}$ | $1,5 \times 10^{10}$ | $1,5 \times 10^{10}$ | $1,4 \times 10^{9}$ |
| $^{124}Sb$ | $3,0 \times 10^{11}$ | $3,0 \times 10^{10}$ | $3,0 \times 10^{10}$ | $1,7 \times 10^{10}$ |
| $^{125}Sb$ | $6,7 \times 10^{10}$ | $6,7 \times 10^{9}$ | $6,7 \times 10^{9}$ | $1,0 \times 10^{10}$ |
| $^{127}Sb$ | $1,9 \times 10^{11}$ | $1,9 \times 10^{10}$ | $1,9 \times 10^{10}$ | $1,8 \times 10^{10}$ |
| $^{125m}Te$ | $2,8 \times 10^{9}$ | $2,8 \times 10^{8}$ | $2,8 \times 10^{7}$ | $1,1 \times 10^{9}$ |
| $^{127}Te$ | $4,5 \times 10^{9}$ | $4,5 \times 10^{8}$ | $4,5 \times 10^{7}$ | $6,1 \times 10^{7}$ |
| $^{127m}Te$ | $6,0 \times 10^{9}$ | $6,0 \times 10^{8}$ | $6,0 \times 10^{7}$ | $2,8 \times 10^{9}$ |
| $^{129}Te$ | $1,8 \times 10^{10}$ | $1,8 \times 10^{9}$ | $1,8 \times 10^{8}$ | $2,5 \times 10^{7}$ |
| $^{129m}Te$ | $2,1 \times 10^{10}$ | $2,1 \times 10^{9}$ | $2,1 \times 10^{8}$ | $5,6 \times 10^{9}$ |
| $^{131m}Te$ | $3,0 \times 10^{10}$ | $3,0 \times 10^{9}$ | $3,0 \times 10^{8}$ | $7,5 \times 10^{8}$ |
| $^{132}Te$ | $3,6 \times 10^{10}$ | $3,6 \times 10^{9}$ | $3,6 \times 10^{8}$ | $1,9 \times 10^{9}$ |
| $^{129}I$ | $9,4 \times 10^{9}$ | $9,4 \times 10^{7}$ | $1,9 \times 10^{7}$ | $1,3 \times 10^{11}$ |

Tableau 4-5. (suite)

| Radionuclide | Dose interne (mrad.a$^{-1}$) | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Algues | Mollusques/ crustacés | Poissons | Oiseaux aquatiques/ oiseaux du littoral |
| $^{130}$I | 2,7 x $10^{12}$ | 2,7 x $10^{10}$ | 5,3 x $10^{9}$ | 8,4 x $10^{10}$ |
| $^{131}$I | 8,2 x $10^{10}$ | 8,2 x $10^{8}$ | 1,6 x $10^{8}$ | 6,1 x $10^{10}$ |
| $^{132}$I | 3,2 x $10^{11}$ | 3,2 x $10^{9}$ | 6,4 x $10^{8}$ | 2,6 x $10^{9}$ |
| $^{133}$I | 1,6 x $10^{11}$ | 1,6 x $10^{9}$ | 3,1 x $10^{8}$ | 1,5 x $10^{10}$ |
| $^{134}$I | 2,8 x $10^{11}$ | 2,8 x $10^{9}$ | 5,6 x $10^{8}$ | 1,1 x $10^{9}$ |
| $^{135}$I | 2,4 x $10^{11}$ | 2,4 x $10^{9}$ | 4,9 x $10^{8}$ | 5,8 x $10^{9}$ |
| $^{134}$Cs | 2,1 x $10^{8}$ | 1,0 x $10^{9}$ | 6,2 x $10^{8}$ | 1,0 x $10^{9}$ |
| $^{136}$Cs | 1,2 x $10^{8}$ | 6,1 x $10^{8}$ | 3,6 x $10^{8}$ | 1,0 x $10^{8}$ |
| $^{137}$Cs | 1,1 x $10^{8}$ | 5,5 x $10^{8}$ | 3,3 x $10^{8}$ | 7,7 x $10^{8}$ |
| $^{138}$Cs | 4,8 x $10^{8}$ | 2,4 x $10^{9}$ | 1,4 x $10^{9}$ | 1,2 x $10^{7}$ |
| $^{140}$Ba | 4,3 x $10^{9}$ | 1,3 x $10^{8}$ | 1,3 x $10^{8}$ | 2,0 x $10^{8}$ |
| $^{140}$La | 1,1 x $10^{10}$ | 3,6 x $10^{9}$ | 1,1 x $10^{9}$ | 1,5 x $10^{5}$ |
| $^{141}$Ce | 1,2 x $10^{9}$ | 3,9 x $10^{8}$ | 1,2 x $10^{8}$ | 4,4 x $10^{5}$ |
| $^{143}$Ce | 5,4 x $10^{9}$ | 1,8 x $10^{9}$ | 5,4 x $10^{8}$ | 9,1 x $10^{4}$ |
| $^{144}$Ce | 7,3 x $10^{9}$ | 2,4 x $10^{9}$ | 7,3 x $10^{8}$ | 1,1 x $10^{7}$ |
| $^{143}$Pr | 6,0 x $10^{9}$ | 6,0 x $10^{9}$ | 6,0 x $10^{8}$ | 1,2 x $10^{6}$ |
| $^{147}$Nd | 7,5 x $10^{9}$ | 7,5 x $10^{9}$ | 7,5 x $10^{8}$ | 9,6 x $10^{5}$ |
| $^{147}$Pm | 1,3 x $10^{9}$ | 1,3 x $10^{9}$ | 1,3 x $10^{8}$ | 1,9 x $10^{6}$ |
| $^{154}$Eu | 2,4 x $10^{10}$ | 2,4 x $10^{10}$ | 2,4 x $10^{9}$ | 2,3 x $10^{7}$ |
| $^{155}$Eu | 3,0 x $10^{9}$ | 3,0 x $10^{9}$ | 3,0 x $10^{8}$ | 2,6 x $10^{6}$ |
| $^{182}$Ta | 2,1 x $10^{9}$ | 2,1 x $10^{10}$ | 2,1 x $10^{9}$ | 1,1 x $10^{6}$ |
| $^{185}$W | 2,6 x $10^{8}$ | 2,6 x $10^{8}$ | 2,6 x $10^{7}$ | 3,8 x $10^{6}$ |
| $^{187}$W | 1,3 x $10^{9}$ | 1,3 x $10^{9}$ | 1,3 x $10^{8}$ | 5,9 x $10^{6}$ |
| $^{210}$Pb | 9,7 x $10^{11}$ | 9,7 x $10^{11}$ | 2,9 x $10^{11}$ | 5,4 x $10^{11}$ |
| $^{210}$Bi | 1,9 x $10^{13}$ | 1,9 x $10^{13}$ | 2,8 x $10^{9}$ | 1,8 x $10^{11}$ |
| $^{210}$Po | 2,1 x $10^{12}$ | 2,1 x $10^{13}$ | 2,1 x $10^{12}$ | 4,4 x $10^{11}$ |
| $^{226}$Ra | 2,1 x $10^{11}$ | 2,1 x $10^{11}$ | 1,0 x $10^{11}$ | 8,9 x $10^{11}$ |
| $^{228}$Th | 1,3 x $10^{13}$ | 8,6 x $10^{12}$ | 4,3 x $10^{13}$ | 1,9 x $10^{10}$ |
| $^{230}$Th | 2,7 x $10^{12}$ | 1,8 x $10^{12}$ | 9,0 x $10^{12}$ | 3,9 x $10^{9}$ |
| $^{231}$Th | 1,0 x $10^{10}$ | 6,7 x $10^{9}$ | 3,4 x $10^{10}$ | 9,5 x $10^{4}$ |
| $^{234}$Th | 5,1 x $10^{10}$ | 3,4 x $10^{10}$ | 1,7 x $10^{11}$ | 1,8 x $10^{7}$ |
| $^{234}$Pa | 1,2 x $10^{8}$ | 2,1 x $10^{8}$ | 2,1 x $10^{8}$ | 2,7 x $10^{2}$ |
| $^{232}$U | 3,5 x $10^{11}$ | 5,2 x $10^{10}$ | 5,2 x $10^{10}$ | 3,8 x $10^{8}$ |
| $^{233}$U | 6,2 x $10^{10}$ | 9,3 x $10^{9}$ | 9,3 x $10^{9}$ | 9,0 x $10^{7}$ |
| $^{234}$U | 6,1 x $10^{10}$ | 9,2 x $10^{9}$ | 9,2 x $10^{9}$ | 8,8 x $10^{7}$ |
| $^{235}$U | 5,7 x $10^{10}$ | 8,6 x $10^{9}$ | 8,6 x $10^{9}$ | 8,3 x $10^{7}$ |
| $^{236}$U | 5,9 x $10^{10}$ | 8,8 x $10^{9}$ | 8,8 x $10^{9}$ | 8,4 x $10^{7}$ |
| $^{237}$U | 2,1 x $10^{8}$ | 3,1 x $10^{7}$ | 3,1 x $10^{7}$ | 1,4 x $10^{4}$ |
| $^{238}$U | 5,4 x $10^{10}$ | 8,0 x $10^{9}$ | 8,0 x $10^{9}$ | 7,7 x $10^{7}$ |
| $^{237}$Np | 5,5 x $10^{9}$ | 9,2 x $10^{9}$ | 9,2 x $10^{9}$ | 7,9 x $10^{6}$ |
| $^{239}$Np | 2,6 x $10^{8}$ | 4,4 x $10^{8}$ | 4,4 x $10^{8}$ | 8,8 x $10^{3}$ |
| $^{236}$Pu | 2,2 x $10^{12}$ | 6,4 x $10^{11}$ | 2,2 x $10^{10}$ | 7,6 x $10^{8}$ |
| $^{238}$Pu | 3,7 x $10^{11}$ | 1,1 x $10^{11}$ | 3,7 x $10^{9}$ | 1,6 x $10^{8}$ |
| $^{239}$Pu | 3,5 x $10^{11}$ | 9,9 x $10^{10}$ | 3,5 x $10^{9}$ | 1,5 x $10^{8}$ |
| $^{240}$Pu | 3,5 x $10^{11}$ | 9,9 x $10^{10}$ | 3,5 x $10^{9}$ | 1,5 x $10^{8}$ |
| $^{241}$Pu | 1,5 x $10^{10}$ | 4,3 x $10^{9}$ | 1,5 x $10^{8}$ | 1,5 x $10^{5}$ |
| $^{242}$Pu | 3,3 x $10^{11}$ | 9,5 x $10^{10}$ | 3,3 x $10^{9}$ | 1,4 x $10^{8}$ |
| $^{241}$Am | 5,3 x $10^{12}$ | 1,1 x $10^{12}$ | 2,7 x $10^{10}$ | 7,7 x $10^{8}$ |
| $^{243}$Am | 5,0 x $10^{12}$ | 1,0 x $10^{12}$ | 2,5 x $10^{10}$ | 7,3 x $10^{8}$ |
| $^{242}$Cm | 7,5 x $10^{12}$ | 1,5 x $10^{12}$ | 3,7 x $10^{10}$ | 8,6 x $10^{8}$ |
| $^{244}$Cm | 5,6 x $10^{12}$ | 1,1 x $10^{12}$ | 2,8 x $10^{10}$ | 8,1 x $10^{8}$ |

cm. Dans presque tous les cas, ce rayon est inférieur à 30 cm; en utilisant les énergies correspondant à ce rayon, on exagère donc la dose émise par les photons gamma et les rayons-X. Dans le cas du rat musqué, dont on connaissait la taille réelle, on a utilisé un rayon de 10 cm.

Les doses internes auxquelles sont exposés les biotes d'eau douce et d'eau salée dans une eau contaminée avec 1 $\mu Ci.mL^{-1}$ d'un radionuclide sont données respectivement aux Tableaux 4-4 et 4-5 pour 104 radionuclides.

### 4.3.2 MÉTHODE UTILISÉE PAR L'AIEA

Les équations et les facteurs géométriques utilisés pour calculer le débit de dose absorbée par le biote aquatique sont données au Chapitre 1 du rapport de l'AIEA (IAEA 1976) ainsi que dans un article de Woodhead (1974). Comme la taille des biotes aquatiques varie beaucoup d'un cas à l'autre et comme, dans la plupart des cas, même leurs dimensions approximatives sont inconnues, on doit utiliser des modèles simplifiés et idéalisés pour calculer le débit de dose adsorbée.

#### 4.3.2.1 Débit de dose dû aux radionuclides incorporés

##### 4.3.2.1.1 Phytoplancton

Dans le cas du phytoplancton, le modèle des organismes marins et d'eau douce a été assimilé à une sphère dont les tissus ont une densité égale à 1 et dont le diamètre est égal à 50 µm. On a supposé que la radioactivité accumulée dans ces organismes était uniformément répartie. Etant donné la taille limitée du modèle par rapport à la portée du rayonnement considérée, des proportions importantes de l'énergie totale émise par les radionuclides incorporés sont dissipées dans l'eau environnante.

Dans le cas des particules $\alpha$, si la portée moyenne (c.-à-d. le rayon d'action d'une particule $\alpha$ de 6 MeV dans l'eau) est de 60 µm, en supposant un transfert d'énergie constant et linéaire (TEL), approximativement 30% de l'énergie émise est absorbée à l'intérieur de la sphère, soit:

$$D_\alpha \approx 0{,}3\ D_\alpha\ (\infty) \qquad (4\text{-}2)$$

où $D_\alpha\ (\infty) = 2{,}13\ \bar{E}_\alpha\ C\ \mu rad.h^{-1}$, soit le débit de dose dans un volume infini uniformément contaminé avec C $pCi.g^{-1}$ d'un radionuclide émettant des particules $\alpha$ d'une énergie moyenne $\bar{E}_\alpha$ MeV par désintégration.

Dans le cas du rayonnement $\beta$, dont la portée peut atteindre 2 cm dans des tissus dont la densité est de un, sauf à un très faible

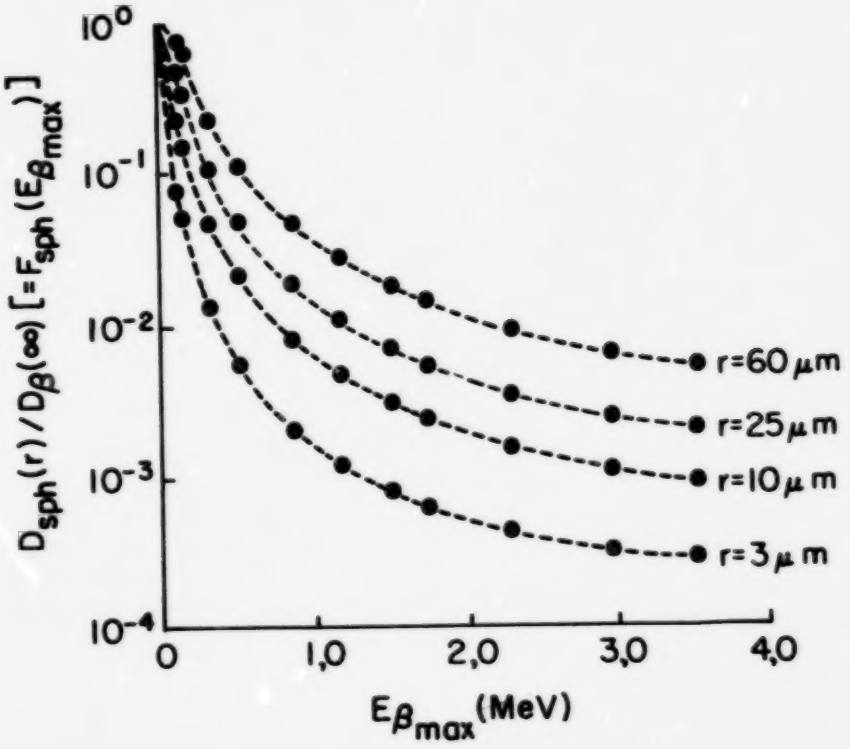



Figure 4-1. Débit de dose moyen dû au rayonnement β dans des sphères uniformément contaminées. Les courbes correspondent aux modèles choisis pour représenter l'organisme (AIEA 1976).

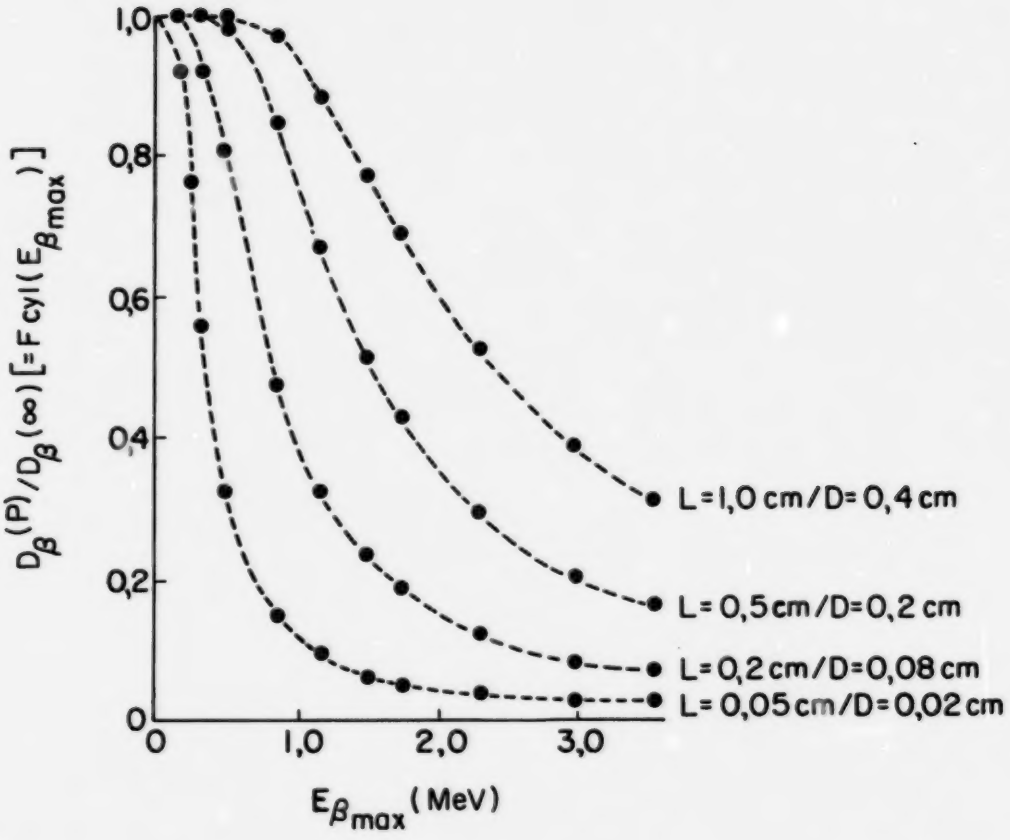



Figure 4-2. Débit de dose dû au rayonnement β au centre de petits cylindres uniformément contaminés (L = longueur, D = diamètre). Les courbes correspondent au modèle choisi pour représenter l'organisme (AIEA 1976).

niveau d'énergie, une part importante de l'énergie totale émise est dissipée à l'extérieur de l'organisme. À la Figure 4-1, le débit de dose moyen du rayonnement β à l'intérieur de sphères de différents rayons, $D_{sph}(r)$, est donné en fonction de l'énergie maximale du spectre des particules β en termes de $D_\beta(\infty)$ qui est défini comme auparavant pour $D_\alpha(\infty)$. La façon dont les courbes ont été calculée est présentée à l'Annexe B du rapport de l'AIEA (IAEA 1976).

Dans le cas du rayonnement γ, le coefficient d'absorption est tellement faible qu'on peut supposer que l'émission de rayons par les radionuclides à l'intérieur de l'organisme n'ajoute pratiquement rien au débit de dose. Cependent, lorsque le phytoplancton est très dense et que son facteur de concentration est élevé, sa radioactivité peut représenter une fraction importante de l'activité totale du volume d'eau, et les organismes peuvent alors être exposés à un débit de dose dû au rayonnement β et α provenant d'autres organismes.

Dans le cas des espèces phytoplanctoniques dont la taille moyenne est inférieure ou supérieure à 50 µm, le débit de dose interne α et β sera proportionnellement inférieur ou supérieur aux valeurs calculées avec le modèle dosimétrique.

4.3.2.1.2 Zooplancton

Le modèle utilisé pour représenter le zooplancton est un cylindre dont les tissus ont une densité égale à un, de 0,2 cm de longueur et de 0,5 cm de diamètre. Comme pour le phytoplancton, les différentes espèces zooplanctoniques varient beaucoup par leur taille et leur forme; le modèle sert à simplifier le calcul du débit de dose absorbée. On considère que ce modèle convient aux zooplanctons d'eau douce de mer. On suppose que la radioactivité est uniformément répartie dans tout le volume.

Le volume est suffisamment élevé pour supposer que, par rapport à la portée des particules α, la valeur moyenne du débit de dose absorbée est presque égale à $D_\alpha(\infty)$.

Le volume est du même ordre de grandeur ou inférieur à la portée des particules β; par conséquent, une fraction de l'énergie émise peut s'échapper du cylindre. Le débit de dose du rayonnement β, $D_\beta$ (P), au centre d'une série de cylindres (dont le rapport longueur/diamètre est constant) est présenté à la Figure 4-2 en termes de $D_\beta(\infty)$ en fonction de l'énergie maximale de rayonnement β. La façon dont les courbes ont été calculées est présentée à l'Annexe C du rapport de l'AIEA (IAEA 1976).

Dans le cas du rayonnement γ, le calcul du débit de dose absorbée par un volume contenant une source répartie dans tout l'espace doit aussi tenir compte des facteurs géométriques. Le débit de dose moyen ($D_\gamma$) peut être calculé de la façon suivante:

$$\bar{D}_\gamma = \Gamma C \rho \bar{g} \times 10^{-3} \ \mu rad.h^{-1} \qquad (4\text{-}3)$$

où $\Gamma$ = la constante spécifique des rayons $\gamma$ ($cm^2.rad.h^{-1}.mCi^{-1}$);

$C$ = l'activité spécifique ($pCi.g^{-1}$);

$\rho$ = la masse volumique de l'organisme ($g.cm^{-3}$); on suppose qu'elle est égale à 1; et

$\bar{g}$ = facteur géométrique moyen (cm) égal à 1 dans le cas de la géométrie choisie.

4.3.2.1.3 Mollusques, Crustacés et Poissons

Les dimensions des modèles adoptés pour représenter les mollusques, les crustacés et les poissons sont telles qu'on peut supposer que les débits de dose dus respectivement aux rayonnements $\alpha$ et $\beta$ sont assimilable à $D_\alpha(\infty)$ et $D_\beta(\infty)$. Voici les dimensions du modèle et les facteurs géométriques appropriés pour calculer le débit de dose moyen pour le rayonnement $\gamma$:

Mollusques: cylindre plat de 1 cm de hauteur et de 4 cm de diamètre; $\bar{g}$ = 10 cm;

Crustacés: cylindre de 15 cm de longueur et de 6 cm de diamètre; $\bar{g}$ = 25 cm; et

Poissons: cylindre de 50 cm de longueur et de 10 cm de diamètre; $\bar{g}$ = 41 cm.

On suppose que l'activité est répartie uniformément dans tout le volume et que dans chaque cas la densité du tissu est égale à 1. Dans le cas du poisson, soit le plus gros animal considéré, le débit de dose moyen pour le rayonnement $\gamma$ correspond à l'absorption par l'animal d'approximativement 10% de l'énergie totale des rayons $\gamma$ émis.

4.3.2.2 Débit de dose dû à la radioactivité dans l'eau

Dans le cas des rayonnements $\alpha$ et $\beta$, pour estimer le débit de dose dû à la radioactivité dans l'eau, il faut tenir compte de la géométrie de l'organisme.

4.3.2.2.1 Phytoplancton

Comme le débit de dose interne dû aux particules $\alpha$ est approximativement égal à 0,3 $D_\alpha(\infty)$, il s'ensuit que le débit de dose dû aux particules $\alpha$ dans l'eau environnante est approximativement égal à

0,7 $D_\alpha(\infty)$ où $D_\alpha(\infty)$ est calculé à partir de la concentration de l'activité $\alpha$ dans l'eau.

Dans le cas du rayonnement $\beta$, le débit de dose $d\hat{u}$ à l'eau environnante à laquelle est exposé l'organisme est donné par:

$$\bar{D}_\beta = D_\beta(\infty) - \bar{D}_{sph} \ (r = 25\ \mu m) \qquad (4\text{-}4)$$

où $\bar{D}_\beta(\infty)$ et $\bar{D}_\beta$ $(r = 25\ \mu m)$ sont calculés à partir de la concentration des substances radioactives dans l'eau et des données présentées à la Figure 4-1.

Le débit de dose $d\hat{u}$ au rayonnement $\gamma$ qui provient de l'eau à laquelle est exposé l'organisme est égal à $D_\gamma(\infty)$ dans l'eau.

4.3.2.2.2 Zooplancton

On suppose que le débit de dose externe $d\hat{u}$ au rayonnement $\alpha$ est négligeable. Le débit de dose $d\hat{u}$ au rayonnement $\beta$ peut être calculée de la façon suivante:

$$D_\beta = D_\beta(\infty) - D_\beta(P) \qquad (4\text{-}5)$$

en utilisant la concentration des substances radioactives dans l'eau et les données de la Figure 4-2. On suppose que le débit de dose $d\hat{u}$ au rayonnement $\gamma$ est égal à $D_\gamma(\infty)$ dans l'eau.

4.3.2.3 Débit de dose $d\hat{u}$ à la radioactivité dans les sédiments

Dans le cas des radionuclides naturels, on a supposé que les sédiments formaient une source plane et d'épaisseur infinie où l'activité était uniformément distribuée. Donc, à l'interface sédiments-eau, le débit de dose $d\hat{u}$ au rayonnements $\beta$ et $\gamma$ est égal à 1/2 $D(\infty)$. A l'intérieur des sédiments le débit de dose $d\hat{u}$ au rayonnement $\beta$ augmente à $D_\alpha(\infty)$ à une profondeur d'environ 1 cm.

Pour calculer les débits de dose dus aux sédiments recevant les rejets des installations nucléaires, il faut tenir compte de l'épaisseur finie de la source et de la variation de l'activité avec la profondeur des sédiments. Le débit de dose $d\hat{u}$ au rayonnement $\alpha$ au-dessous de ces sédiments est approximativement égale à 0,25 $D_\gamma(\infty)$.

Le premier chapitre du rapport de l'AIEA (IAEA 1976) contient des tableaux permettant de calculer le débit de dose pour le biote aquatique, à partir des équations et des facteurs géométriques décrits plus haut. Les débits de dose ont été calculé pour les radionuclides naturels et anthropiques.

# 5.0 EFFETS DU RAYONNEMENT IONISANT SUR LES ORGANISMES AQUATIQUES

## 5.1 INTRODUCTION

En général, la plupart des organismes aquatiques sont relativement résistants au rayonnement ionisant (Templeton et al. 1971). Les oeufs de certains poissons et les stades primaires de certains vertébrés et de certains poissons font exception à cette règle. Ces organismes sont affectés et meurent à peu près aux mêmes doses que les mammifères. Ils peuvent être gravement endommagés par des doses de rayonnement aiguë de 0,2-2 Gy (20-200 rad) lorsqu'ils sont irradiés pendant les périodes critiques de leur développement (IAEA 1976).

On a récemment publié plusieurs revues de la littérature portant sur les effets des radiations sur les organismes aquatiques. Les plus complètes sont celles de l'AIEA (IAEA 1976) et de Blaylock et Trabalka (1978). Dans la plupart de ces rapports, on a examiné l'effet de doses massives uniques ("aiguës") de rayonnement ionisant sur des organismes.

D'après les débits de dose réels ou supposés pour les habitats aquatiques au Canada (Section 4.0), c'est l'exposition chronique de faible niveau qui présente le plus d'intérêt en ce qui concerne les effets possibles sur l'environnement. Dans le présent chapitre, on souligne les constations des quelques rapports sur ce sujet.

Malheuresement, on ne trouve, dans la littérature scientifique, aucune étude portant sur les effets du rayonnement sur la faune aquatique des eaux canadiennes, comme l'omble arctique (Salvelinus alpinus), la truite de lac (Salvelinus namaycush), etc. Toutefois, de nombreuses espèces utilisées en laboratoire ou in situ sont similaires ou apparentées, de sort qu'on peut formuler des conclusions générales sur les effets prévus chez les espèces candiennes.

## 5.2 RADIOSENSIBILITÉ COMPARÉE DES ORGANISMES AQUATIQUES

Une grande partie de la littérature traite des effets des doses aiguës de rayonnement sur les organismes aquatiques. Dans la plupart des cas, les résultats sont exprimés en fonction de la DL50/30 qui représente la dose de radiation tuant en 30 jours la moitié des organismes exposés. L'intervalle de 30 jours avait été choisi à l'origine dans le cadre d'études sur les mammifères, car les animaux qui survivaient après 30 jours avaient un taux de mortalité similaire à celui des témoins; autrement dit, les effets du rayonnement se font habituellement sentir avant le 30$^{e}$ journée. Dans la plupart des études sur la radiosensibilité des organismes aquatiques, on a utilisé le même protocole expérimental.

On a trouvé que les valeurs de la DL50/30 pour la plupart des organismes aquatiques étaient beaucoup plus élevées que pour les mammifères, souvent de plusieurs ordres de grandeur. Dans l'ensemble, les organismes aquatiques seraient donc beaucoup moins sensibles au rayonnement ionisant. Toutefois, certaines des études, comme celle de Shechmeister et al. (1962), ont montré que de telles conclusions pouvaient être parfois erronées, car les valeurs de DL50/30 diminuent lorsque la période d'observation dépasse 30 jours. En outre, les organismes aquatiques maintenus artificiellement à une faible température après avoir été exposés présentent des taux de mortalité beaucoup plus faibles (parfois même de zéro) qu'à la température normale. Lorsque les organismes exposés sont remis dans un milieu de température normal, le taux de mortalité revient au niveau prévu.

Bacq et Alexander (1961) et d'autres publications (IAEA 1976; Blaylock et Trabalka 1978) ont traité de la radiosensibilité comparée. En général, on trouve que la radiosensibilité s'accroît au fur et à mesure de la complexité, c'est-à-dire au fur et à mesure que les organismes occupent une position de plus en plus élevée dans l'arbre phylogénétique. Par exemple, la dose létale pour certaines espèces d'algues primitives peut dépasser 10 kGy (1 Mrad) (Godward 1962), alors que pour le fondulus mummichog (Fundulus heteroclitus), la DL50/30 s'élevait à 11 Gy (1,1 krad) (Rice et Baptist 1974).

Le Tableau 5-1 présente une compilation des doses létales pour les organismes adultes de divers groupes phylogénétiques (IAEA 1976). D'autres groupes, qui n'ont pas été représentés dans ce Tableau, ont aussi été étudiés. Korotkova et Tokin (1965, 1969) ont montré que les éponges, les coelentérés et les hydroïdes présentent une résistance élevée à la radioactivité. Les espèces des deux premiers groupes ne présentaient aucun changement après avoir été exposées à des doses de 1 kGy (100 krad), et l'une des espèces d'hydroïde a survécu à 4,5 kGy (450 krad). Les larves d'insectes aquatiques (Chironomus) ont survécu à une dose de 100 Gy (10 krad) et ont continué à se chrysalider et à se développer normalement (Blaylock 1979).

## 5.3 EFFETS D'UNE EXPOSITION AIGUË

Le taux de mortalité est le critère le plus couramment employé dans l'étude des effets aigus du rayonnement sur les organismes aquatiques. C'est un critère facilement définissable et observable. Cependant, la valeur précise de la DL50/30 pour une espèce particulière peut varier beaucoup selon les conditions d'exposition, l'âge ou l'état physiologique de l'organisme.

On a aussi utilisé d'autres critères pour évaluer les dommages causés par le rayonnement. Ce sont, entre autres, le taux de croissance, la reproduction, la fécondité et les réactions comportementales et physiologiques comme les réponses d'orientation, la rentrée des

Tableau 5-1. Gamme de rayonnement létal aigu pour les adultes de divers groupes d'organismes aquatiques (IAEA 1976).

| Organisme | Gamme de rayonnement létal aigu | |
|---|---|---|
| | grays | kilorads |
| Bactéries | 45 - 7350 (DL90) | 4,5 - 735 (DL90) |
| Algues vertes | <4000 - >12 000 (DL90) | <400 - >1200 (DL90) |
| Autres algues | 30 - 1200 (DL50) | 3 - 120 (DL50) |
| Protozoaires | <1000 - 6000 (DL50) | <100 - 600 (DL50) |
| Mollusques | 200 - 1090 (DL50/30) | 20 - 109 (DL50/30) |
| Crustacés | 15 - 566 (DL50/30) | 1,5 - 56,6 (DL50/30) |
| Poisson | 11 - 560 (DL50/30) | 1,1 - 56 (DL50/30) |

tentacules (anémones de mer), la ponte des oeufs (copépodes), l'électro-rétinogramme (ERG), les changements de couleur et le manque de coordination.

### 5.3.1 CONDITIONS D'EXPOSITION

Les dommages causés par le rayonnement sont beaucoup moins graves lorsque les doses massives sont fractionnées ou émises sur une longue période. En divisant la dose, on permet au processus de réparation de compenser les dommages (Hevesy et al. 1964; Egami et al. 1967; Rastogi et al. 1969; Cosgrove et al. 1975). Aux débits de dose très faibles, le processus de réparation peut se faire au même rythme que les dommages; on ne décèlera alors aucun effet néfaste (Egami et Hama 1975).

Dans une étude récente, Chee et al. (1979) ont montré que le taux d'émission de radiation affectait la survivance des têtes-de-boule (Pimephales promelas). Lorsque la dose totale était de 30 Gy (3 krad), le temps nécessaire pour obtenir 50% de mortalité à 26,2 mGy.min$^{-1}$ (2,62 rad.min$^{-1}$) dépassait 60 jours; à 378 mGy.min$^{-1}$ (37.8 rad.min$^{-1}$), il fallait 28 jours et à 17,3 Gy.min$^{-1}$ (1,73 krad.min$^{-1}$), 17 jours.

### 5.3.2 INFLUENCE DE L'ÂGE ET DU STADE DE DÉVELOPPEMENT

On sait que la radiosensibilité de nombreux organismes varie avec l'âge ou, dans le cas des oeufs, avec le stade de développement. Par exemple, Ravera (1968) a trouvé une corrélation linéaire entre le log de la DL50/30 et l'âge, en jours, auquel des embryons d'escargot aquatique, Physa acuta, avaient été exposés. Les valeurs de la DL50/30 correspondant respectivement au stades quadricellulaire, trochophore, véligère et hippostage des embryons s'élevaient à 0,277, 0,606, 1,26 et 2,77 C.kg-$^{1}$ (1075, 2350, 4900 et 10 750 R).

Dans le cas de plusieurs des stades de développement de la truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri), on a trouvé différentes courbes dose-effet (Bühringer 1973). Pour la même espèce, Welander (1954) a calculé une DL50 de 20 mC.kg-$^{1}$ (78 R) pour les oeufs à l'éclosion et de 15 mC.kg$^{-1}$ (58 R) pour l'embryon à la fin du stade vitellin. Wadley et Welander (1971) ont déterminé que le stade le plus sensible des oeufs de saumon chinook (Oncorhynchus tshawytscha) était le stade de 32 cellules. Pour ces derniers, la DL50 s'élèverait à 77 mC.kg$^{-1}$ (300 R) à la température normale de croissance (11,3°C).

Pour les oeufs du saumon argenté (Oncorhynchus kisutch), Bonham et Welander (1963) ont trouvé que la résistance au rayonnement augmentait au fur et à mesure du développement. On a exposé 23 stades différents allant du zygote jusqu'à la fin de la formation des yeux, à des doses variant de 3,1 à 620 mC.kg$^{-1}$ (12 et 2400 R). Au stade

unicellulaire, la DL50/30 n'était que de 4,1 $mC.kg^{-1}$ (16 R). Il s'agit de la DL50 la plus faible trouvée jusqu'à maintenant pour un organisme aquatique.

En général, la radiosensibilité des oeufs de carpe (Cyprinus carpio) diminuait au fur et à mesure du développement, sauf vers la fin du clivage où elle augmentait (Frank 1973). L'éclosion des oeufs irradiés après l'organogénèse n'était pas affectée par les doses variant de 5,0 Gy (500 rad) à 160 Gy (16 krad).

### 5.3.3 INFLUENCE D'AUTRES FACTEURS

Les organismes aquatiques exposés au rayonnement dans des conditions expérimentales ou naturelles sont en même temps soumis à d'autre stress physiques et chimiques. Les plus importantes sont la température et la salinité. De toute évidence, ces facteurs interagissent avec le rayonnement et influent sur la radiosensibilité mesurée (Engel 1979).

#### 5.3.3.1 Interaction température - rayonnement

L'évolution des organismes a été marquée par l'apparition de divers mécanismes thermorégulateurs. Certains animaux ont perfectionné leurs capacités thermorégulatrices alors que d'autres ne semblent pas en avoir du tout. Chez les poïkilothermes aquatiques, comme le système régulateur est pratiquement inexistant, il pourrait y avoir une interaction particulièrement forte entre la température et le rayonnement.

En 1948, on a mentionné qu'un traitement à faible température des grenouilles exposées aux rayons X prolongeait de beaucoup leur vie après l'exposition (Patt et Swift 1948). Des études subséquentes ont amené les chercheurs à conclure qu'aucune expérience d'irradiation sur des animaux à sang froid ne pourrait avoir une valeur quantitative à moins de maintenir soigneusement une température constante après l'exposition (Schzeide et Allen 1951; Allen et Schzeide 1951). Malheureusement, ces conclusions ont souvent été ignorées par les radiobiologistes qui ont adopté la DL50/30 dans les études de radiotoxicologie sur les mammifères et l'ont appliquée aux organismes aquatiques. L'emploi de la DL50 pour comparer la radiosensibilité des organismes aquatiques et l'utilisation de différentes températures après l'exposition contribuent à expliquer la large gamme de tolérance au rayonnement rapportée pour des organismes aquatiques similaires.

Les premiers travaux qui ont étudié l'effet de la température sur la réponse au rayonnement ont été effectués avec des grenouilles, mais récemment on a aussi utilisé le poisson. Dans certaines des premières études sur le poisson, on a suggéré qu'une faible température protège non seulement contre le rayonnement en ralentissant le

métabolisme, mais aussi que le rayonnement protège contre la mort causée par l'hypotherme en abaissant les seuils thermiques (Gros et Block 1957; Gros et al. 1958). Les températures auxquelles sont exposés les poissons après l'irradiation peuvent avoir un effet important sur la DL50. Un écart de 5°C dans la gamme 20-30°C peut faire varier de façon importante la DL50/30 de Gambusia affinis (Blaylock et Mitchell 1969).

La température à laquelle le poisson a été exposé à des doses aiguës a peu d'effet sur sa survivance (Etoh et Egami 1965). Par contre, elle a un effet considérable sur la survivance après l'irradiation. Les basses températures prolongent de beaucoup la survivance moyenne; néanmoins les lésions causées par le rayonnement continuent à apparaître. Lorsque les organismes aquatiques irradiés sont remis dans un environnement plus chaud, le taux de mortalité revient au taux prévu (Etoh et Egami 1967; Egami 1969). En fractionnant la dose et en maintenant les organismes à une faible température entre les expositions, on empêche la réparation des lésions; les effets de la dose accumulée sont alors semblables à ceux d'une exposition aiguë à température plus élevée.

L'exposition à une faible température (6°C) de poissons irradiés ne produit aucun changement histologique perceptible dans l'épithélium intestinal et dans les tissus hématopoïétiques (Aoki 1964; Aoki et al. 1966; Egami et Etoh 1966). Les basses températures retardent aussi jusqu'à 100 jours l'apparition des changements produits dans ces tissus par le rayonnement. Cependant, les lésions continuent à apparaître et lorsque les organismes sont remis dans un milieu de température plus élevée, les changements histologiques se manifeste rapidement.

D'après des études sur l'irradiation chronique et sur la température, l'irradiation provoque une récupération à haute température mais aucune à faible température (Egami 1969; Cosgrove et Blaylock 1973). Par conséquent, les effets sur le poisson irradié de façon chronique à faible température puis ramené dans un environnement plus chaud sont similaires aux effets obtenus avec une exposition aiguë équivalente.

La température influence aussi les effets du rayonnement sur le développement embryonnaire et les processus reproductifs chez les organismes aquatiques. La sensibilité des embryons de poisson au rayonnement ionisant varie selon le stade de développement. En général, l'embryon est plus résistant aux dommages causés par le rayonnement au fur et à mesure qu'il se développe (Frank 1973). Comme la vitesse de développement embryonnaire dépend de la température de l'eau et que les premiers stades plus sensibles sont relativement courts, les effets peuvent varier considérablement à moins de régler soigneusement la température et la dose de rayonnement auxquelles l'embryon est exposé. A faible température, l'évolution morphologique de l'embryon cesse et les effets de doses fractionnées sont exprimés en fonction de la dose

totale accumulée à cette étape particulière du développement. Par exemple, la réponse (diminution du taux d'éclosion) des embryons d'Oryzias latipes maintenus à une température de 4°C pendant 20 h entre deux expositions de 258 $mC.kg^{-1}$ (k kR) était semblable à celle obtenue avec une exposition aiguë de 516 $mC.kg^{-1}$ (2 kR). Cependant, le taux d'éclosion n'était pratiquement pas modifié lorsque la température d'incubation était de 23°C entre les expositions (Egami et Hama 1975). Aux températures élevées, les effets de l'irradiation sur certains paramètres de reproduction apparaissent plus rapidement et sont plus graves à cause de l'augmentation de l'activité métabolique. Par exemple, chez l'escargot (Physa heterostropha), la dose provoquant une diminution importante de la production du sac ovigène et des oeufs était moindre à 25°C par rapport à la dose nécessaire qu'à 15°C (Cooley 1973a).

D'après une étude de la littérature, il semble que la température soit le facteur environnemental le plus important régissant les dommages causés par le rayonnement chez les organismes aquatiques poïkilothermes (Engel 1979). En général, les faibles températures allongent l'intervalle entre l'exposition et l'apparition des effets, alors que les températures élevées le réduisent. La régénération des populations cellulaires irradiées est retardée ou arrêtée par les faibles températures, ce qui gêne ou élimine le processus de récupération. A température élevée, les cellules irradiées se régénèrent plus rapidement et le processus de récupération est accéléré. En ce qui concerne les divers paramètres de reproduction des organismes aquatiques, les effets du rayonnement sont détectés à des débits de doses plus faibles lorsque les organismes sont maintenus à une température élevée.

Il est extrêmement difficile d'établir une relation entre les résultats expérimentaux données ci-haut et les organismes aquatiques vivant dans des plans d'eau naturels, comme un lac arctique ou un étang d'eau tiède dans le sud du Canada. On pourrait s'attendre à ce que la période comprise entre l'exposition au rayonnement et l'apparition des effets soit plus longue dans les eaux arctiques, et que ces effets se fassent sentir à un débit de dose moins élevé dans les eaux chaudes. Toutefois, les débits de dose, même dans les pires situations, sont beaucoup plus faibles que ceux qui produisent des dommages en laboratoire (voir Section 5.4.1.1); c'est pourquoi, dans le milieu naturel, la température de l'eau n'est pas vraiment importante. Cependant, en eau froide, il pourrait y avoir, chez les poïkilothermes, accumulation dans les tissus des dommages causés par une exposition chronique, qui se manifesteraient ensuite dans une eau plus chaude, même après plusieurs centaines de jours (Hyodo 1965); en eaux chaudes les poissons pourraient aussi se rétablir des dommages causés par une exposition chronique et ainsi ne pas accumuler des dommages pendant de longues périodes. Cependant, on prévoit qu'une exposition chronique aux doses très faibles observées dans le milieu naturel n'aura aucun effet avant de nombreuses années (IAEA 1976).

### 5.3.3.2 Interaction salinité - rayonnement

La survivance de la truite arc-en-ciel (Neuhold et Sharma 1969) et de la fondule (Fundulus) (Angelovic et al. 1969) est fortement influencée par la salinité de l'eau et la température à laquelle se produit l'irradiation. Au fur et à mesure que la salinité décroît, il faut une dose plus grande pour tuer les poissons à une température élevée (22 et 27°C). A 17°C, les poissons sont relativement résistants au rayonnement, mais la faible salinité favorise la survivance des poissons irradiés. A 12°C, soit la plus faible température durant les essais, le poisson tolérait une plus grande dose à la salinité la plus élevée, soit un effet totalement opposé à celui observé aux températures élevées. Le système osmorégulateur des poissons irradiés semblait endommagé. Les mesures de DL50/30 varient de 3,0 Gy (300 rad) à 27°C et à 25°/oo de salinité, à 19,6 Gy (1960 rad) à 12°C et 5°/oo de salinité. On aurait vraisemblablement obtenu une DL50 plus faible si on avait poursuivi plus longtemps les observations.

La plupart des espèces aquatiques préferent une gamme particulière de températures, et un grand nombre d'entre eux préfèrent aussi une certaine gamme de salinités. On a donc choisi la température et la salinité se rapprochant le plus des conditions idéales pour l'organisme. La capacité osmorégulatrice d'une espèce donnée est maximale dans ces conditions ou à un niveau légèrement inférieur (Kinne 1963).

L'arrêt d'osmorégulation après l'irradiation peut s'expliquer par l'influence de la salinité et de l'interaction salinité-température sur la réponse des poissons irradiés (Angelovic et al. 1969). Les dommages causés par le rayonnement sur le système osmorégulateur de poissons (Engel 1979) pourraient expliquer leur incapacité à compenser aussi rapidement le stress osmotique aux salinités plus élevées. On a aussi suggéré que la perte élevée de sodium par les branchies pouvait être un des facteurs importants causant la mort des poissons irradiés en eau douce (Strivastava et Tachi 1964). Comme les branchies jouent un rôle essentiel dans la régulation des sels et du bilan hydrique chez le poisson, les dommages causés à ces tissus relativement sensibles pourraient expliquer pourquoi les poissons irradiés ne peuvent survivre à certaines combinaisons température-salinité. On ignore aussi si l'exposition chronique à des doses faibles influe sur la capacité des organismes aquatiques à survivre en présence d'autres stress.

### 5.3.4 EFFETS SUR LE MÉTABOLISME ET LE COMPORTEMENT

On a observé une certaine stimulation métabolique chez plusieurs espèces différentes d'organismes aquatiques ayant été exposées au rayonnement. Ces effets varient de l'augmentation du taux de croissance chez les crustacés Artemia (White et al. 1967) à des doses de 65 à 130 $mC.kg^{-1}$ (250 à 500 R) et Callinectes (Engel 1967) à des doses de 0,8 $Gy.d^{-1}$ (80 $rad.d^{-1}$), à des augmentations de la biomasse d'algues

totale accumulée à cette étape particulière du développement. Par exemple, la réponse (diminution du taux d'éclosion) des embryons d'Oryzias latipes maintenus à une température de 4°C pendant 20 h entre deux expositions de 258 $mC.kg^{-1}$ (k kR) était semblable à celle obtenue avec une exposition aiguë de 516 $mC.kg^{-1}$ (2 kR). Cependant, le taux d'éclosion n'était pratiquement pas modifié lorsque la température d'incubation était de 23°C entre les expositions (Egami et Hama 1975). Aux températures élevées, les effets de l'irradiation sur certains paramètres de reproduction apparaissent plus rapidement et sont plus graves à cause de l'augmentation de l'activité métabolique. Par exemple, chez l'escargot (Physa heterostropha), la dose provoquant une diminution importante de la production du sac ovigène et des oeufs était moindre à 25°C par rapport à la dose nécessaire qu'à 15°C (Cooley 1973a).

D'après une étude de la littérature, il semble que la température soit le facteur environnemental le plus important régissant les dommages causés par le rayonnement chez les organismes aquatiques poïkilothermes (Engel 1979). En général, les faibles températures allongent l'intervalle entre l'exposition et l'apparition des effets, alors que les températures élevées le réduisent. La régénération des populations cellulaires irradiées est retardée ou arrêtée par les faibles températures, ce qui gêne ou élimine le processus de récupération. A température élevée, les cellules irradiées se régénèrent plus rapidement et le processus de récupération est accéléré. En ce qui concerne les divers paramètres de reproduction des organismes aquatiques, les effets du rayonnement sont détectés à des débits de doses plus faibles lorsque les organismes sont maintenus à une température élevée.

Il est extrêmement difficile d'établir une relation entre les résultats expérimentaux données ci-haut et les organismes aquatiques vivant dans des plans d'eau naturels, comme un lac arctique ou un étang d'eau tiède dans le sud du Canada. On pourrait s'attendre à ce que la période comprise entre l'exposition au rayonnement et l'apparition des effets soit plus longue dans les eaux arctiques, et que ces effets se fassent sentir à un débit de dose moins élevé dans les eaux chaudes. Toutefois, les débits de dose, même dans les pires situations, sont beaucoup plus faibles que ceux qui produisent des dommages en laboratoire (voir Section 5.4.1.1); c'est pourquoi, dans le milieu naturel, la température de l'eau n'est pas vraiment importante. Cependant, en eau froide, il pourrait y avoir, chez les poïkilothermes, accumulation dans les tissus des dommages causés par une exposition chronique, qui se manifesteraient ensuite dans une eau plus chaude, même après plusieurs centaines de jours (Hyodo 1965); en eaux chaudes les poissons pourraient aussi se rétablir des dommages causés par une exposition chronique et ainsi ne pas accumuler des dommages pendant de longues périodes. Cependant, on prévoit qu'une exposition chronique aux doses très faibles observées dans le milieu naturel n'aura aucun effet avant de nombreuses années (IAEA 1976).

### 5.3.3.2 Interaction salinité - rayonnement

La survivance de la truite arc-en-ciel (Neuhold et Sharma 1969) et de la fondule (Fundulus) (Angelovic et al. 1969) est fortement influencée par la salinité de l'eau et la température à laquelle se produit l'irradiation. Au fur et à mesure que la salinité décroît, il faut une dose plus grande pour tuer les poissons à une température élevée (22 et 27°C). A 17°C, les poissons sont relativement résistants au rayonnement, mais la faible salinité favorise la survivance des poissons irradiés. A 12°C, soit la plus faible température durant les essais, le poisson tolérait une plus grande dose à la salinité la plus élevée, soit un effet totalement opposé à celui observé aux températures élevées. Le système osmorégulateur des poissons irradiés semblait endommagé. Les mesures de DL50/30 varient de 3,0 Gy (300 rad) à 27°C et à 25°/oo de salinité, à 19,6 Gy (1960 rad) à 12°C et 5°/oo de salinité. On aurait vraisemblablement obtenu une DL50 plus faible si on avait poursuivi plus longtemps les observations.

La plupart des espèces aquatiques préferent une gamme particulière de températures, et un grand nombre d'entre eux préfèrent aussi une certaine gamme de salinités. On a donc choisi la température et la salinité se rapprochant le plus des conditions idéales pour l'organisme. La capacité osmorégulatrice d'une espèce donnée est maximale dans ces conditions ou à un niveau légèrement inférieur (Kinne 1963).

L'arrêt d'osmorégulation après l'irradiation peut s'expliquer par l'influence de la salinité et de l'interaction salinité-température sur la réponse des poissons irradiés (Angelovic et al. 1969). Les dommages causés par le rayonnement sur le système osmorégulateur de poissons (Engel 1979) pourraient expliquer leur incapacité à compenser aussi rapidement le stress osmotique aux salinités plus élevées. On a aussi suggéré que la perte élevée de sodium par les branchies pouvait être un des facteurs importants causant la mort des poissons irradiés en eau douce (Strivastava et Tachi 1964). Comme les branchies jouent un rôle essentiel dans la régulation des sels et du bilan hydrique chez le poisson, les dommages causés à ces tissus relativement sensibles pourraient expliquer pourquoi les poissons irradiés ne peuvent survivre à certaines combinaisons température-salinité. On ignore aussi si l'exposition chronique à des doses faibles influe sur la capacité des organismes aquatiques à survivre en présence d'autres stress.

### 5.3.4 EFFETS SUR LE MÉTABOLISME ET LE COMPORTEMENT

On a observé une certaine stimulation métabolique chez plusieurs espèces différentes d'organismes aquatiques ayant été exposées au rayonnement. Ces effets varient de l'augmentation du taux de croissance chez les crustacés Artemia (White et al. 1967) à des doses de 65 à 130 $mC.kg^{-1}$ (250 à 500 R) et Callinectes (Engel 1967) à des doses de 0,8 $Gy.d^{-1}$ (80 $rad.d^{-1}$), à des augmentations de la biomasse d'algues

d'eau douce exposées à 1,3 $mC.kg^{-1}.d^{-1}$ (5 $R.d^{-1}$) (Gileva et al. 1964). On prévoit que l'exposition au rayonnement peut modifier, par exemple, l'activité des enzymes (Howard et Corvie 1978), celle des hormones et la synthèse de l'ADN (Wertz et al. 1976), facteurs qui peuvent tous être étudiés par des méthodes biochimiques.

On a aussi fait état de changements de comportement chez des organismes irradiés (IAEA 1976; Blaylock et Trabalka 1978). Rodriguez et Kimeldorf (1976) ont observé que des taux d'exposition de 2,6-7,7 $mC.kg^{-1}.s^{-1}$ (10-30 $R.s^{-1}$) provoquaient des réactions de stimulation comportementale chez l'écrevisse, Pacifastacus trowbridgii.

Le rayonnement ionisant est l'un des nombreux agents cancérigènes pour les animaux. Par contre, on n'a noté aucun cas de cancer produit par le rayonnement chez les poissons et les mammifères aquatiques. À l'occasion, des tumeurs ont été décelées chez les baleines (Rewell et Willis 1949) et les phoques (Mawdesley-Thomas et Bonner 1970). On a aussi observé des tumeurs chez le poisson (Pliss et Khudoley 1975), et rien ne semble indiquer que les autres organismes aquatiques multicellulaires soient immunisés. L'étude expérimentale des risques de cancer provoqué par le rayonnement chez les animaux aquatiques est un sujet négligé.

La plupart des études publiées au sujet des effets du rayonnement sur les organismes aquatiques portaient sur les dommages somatiques causés par des doses aiguës relativement élevées. L'étude des effets plus subtils de doses plus faibles et de la manière dont ces effets influent sur la santé et la reproduction des organismes aquatiques relève plus de l'évaluation de l'impact environnemental des déchets radioactifs et de la formulation de lignes directrices concernant les doses admissibles dans l'environnement aquatique.

## 5.4 EFFET D'UNE EXPOSITION CHRONIQUE

Comme on l'a vu à la Section 5.3.1, la dose totale nécessaire pour causer la mort (ou certains dommages) est plus élevée lorsque les organismes sont irradiés continuellement au lieu d'être exposés à une seule dose. Dans ces conditions, il devrait être possible de déterminer le débit de dose qui ne cause aucun dommage.

L'exposition continue (chronique) peut provenir d'une source de rayonnement extérieure à l'organisme (source fixe ou encore, radionuclides dans l'eau) ou des radionuclides absorbés par l'organisme avec la nourriture et l'eau et incorporés dans ces tissus.

### 5.4.1 EFFETS DES RADIONUCLIDES INCORPORÉS

Pour déterminer les relations dose-effet, il est essential d'estimer les débits de dose pour les organismes aquatiques. Lorsque la

source principale est constituée de radionuclides incorporés, il peut être difficile, voire même impossible, de déterminer la dose de radiation et surtout, la façon dont elle est répartie dans les tissus (voir Section 4.0).

Néanmoins, ce type d'expérience a été très populaire, notamment en ce qui concerne les effets possibles sur le développement des oeufs de poisson et d'autres vertébrés en laboratoire (Pentreath et Fowler 1979). L'étude des effets du rayonnement sur les organismes dans les lacs ou les cours d'eau contaminés est plus difficile et seules quelques études ont été réalisées à ce sujet.

5.4.1.1 Étude des eaux contaminées

Dans la plupart des études portant sur les eaux superficielles contaminées, on a examiné la répartition et le cheminement des radionucléides mais on a négligé la difficile question des effets possibles du rayonnement sur le biote aquatique. En outre, d'autres facteurs (par ex. produits chimiques, chaleur) pourraient avoir des effets délétères sur les organismes et masquer ceux du rayonnement.

Au Canada, on a réalisé des essais sur la qualité des eaux au voisinage des mines d'uranium et des usines de préparation mécanique (OWRC 1971; Ross et Chatterjee 1976; Moffet et Tellier 1978; Ruggles et Rowley 1978; Ruggles et al. 1981; Swanson et Abougvendia 1981); près des raffineries (IJC 1979); dans les eaux recevant les effluents des centrales nucléaires (Ontario Hydro 1973; IJC 1979; Health and Welfare Canada 1979); et dans les eaux superficielles près des établissements de recherche nucléaire (Ophel 1966; Health and Welfare Canada 1979; AECL 1980). On a examiné les résultats d'un grand nombre de ces études aux Sections 2.0 et 3.0. Cependant, aucune d'entre elles ne comprenait le calcul des doses auxquelles étaient exposés les organismes aquatiques et, quoique des effets biologiques aient été observés dans certains cas, ils provenaient non pas de l'exposition au rayonnement mais de la pollution chimique (OWRC 1971).

Il est possible de calculer les doses de rayonnement, mais comme elles sont relativement faibles, leurs effets peuvent être difficiles à déceler même dans des environnements extrêmement contaminés. Par exemple, d'après des mesures effectuées au lac Perch, un petit plan d'eau légèrement contaminé se trouvant en Ontario (voir Section 3.4.2.5), les doses réelles reçues par les organismes aquatiques sont inférieures à celles auxquelles sont exposées les organismes terrestres dans des zones voisines non contaminées (Ophel 1979). Dans ce cas, l'eau du lac joue le rôle d'écran qui réduit le rayonnement de fond d'origine cosmique et terrestre à un niveau qui n'est pas beaucoup augmenté par la teneur en radionuclides de l'eau du lac et du biote. En 25 ans, on n'a observé aucun effet important chez les populations végétales et animales qui abondent dans ce lac; toutefois, vu qu'il

s'agissait de faibles doses, on n'a pas effectué d'études génétiques ou cytologiques détaillées (Ophel 1982). Selon Blaylock et Witherspoon (1975), la plupart des débits de dose pour les organismes aquatiques au voisinage des installations nucléaires américaines (sauf certaines mines d'uranium) seraient inférieures à 0,3 $Gy.a^{-1}$ (30 $rad.a^{-1}$). Par ailleurs, selon les calculs de Woodhead (1973a), le débit de dose serait au maximum 0,6 $Gy.a^{-1}$ (60 $rad.a^{-1}$) pour les organismes marins à proximité des points de rejet de Windscale (R.U.).

Un certain nombre d'études in situ ont été effectuées au laboratoire national de Oak Ridge dans un petit plan d'eau appelé le lac White Oak, qui est en réalité un bassin de décantation des déchets radioactifs. Il contient néanmoins certaines populations d'organismes aquatiques qui se reproduisent naturellement. Le débit de dose dans cet écosystème dépassait 2,3 $Gy.a^{-1}$ (230 $rad.a^{-1}$) pour les invertébrés benthiques et 3,6 $Gy.a^{-1}$ (360 $rad.a^{-1}$) pour certaines espèces de poisson (Trabalka et Allen 1977; Blaylock 1979).

Krumholz (1956) a examiné les poissons du lac White Oak pendant 3 ans et n'a observé aucun changement pouvant être attribué au rayonnement. Des études subséquentes ont été effectuées sur le poisson (Gambusia) (Blaylock 1969; Blaylock et Mitchell 1969; Blaylock et Frank 1980) et sur des escargots aquatiques (Physa) (Cooley 1973b) au même endroit. On a alors observé de légers changements de fécondité. Les autres études effectuées sur les populations de ces environnements contaminés sont traitées à la Section 6.2.

Dans une étude sur les étangs et les cours d'eau contaminés à Hanford (Washington, E.-U.), Emery et McShane (1980) n'ont trouvé qu'un seul endroit où le débit d'exposition dépassait 0,26 $mC.kg^{-1}$ (1 R) par semaine. A cet endroit, on a trouvé des débits d'exposition de 13-26 $mC.kg^{-1}.d^{-1}$ (50-100 $R.d^{-1}$). Cependant, rien n'indique clairement que le biote aquatique ait été affecté par ce rayonnement.

### 5.4.1.2 Études en laboratoire

On a réalisé de nombreuses études expérimentales sur les effets du rayonnement sur des cultures d'organismes aquatiques entretenues en laboratoire dans des solutions de radionuclides (IAEA 1976; Blaylock et Trabalka 1978; Egami 1979). Ces organismes comprenaient des algues, des protozoaires, des mollusques, des crustacés, des insectes et des poissons. La plupart des expériences comprenaient une seule espèce vivant dans des conditions environnementales constantes et contrôlées, exposées à des concentrations connues de radionuclides dissous, pendant de courtes périodes. Même dans ces conditions, l'estimation des débits de dose constituait un problème d'importance, en raison des incertitudes et de la variabilité des facteurs de concentration (bioaccumulation) et de répartition des radionuclides dans les tissus.

Les études pertinentes ont examiné les changements qui affectent la croissance des algues (phytoplancton) et leur métabolisme, provoqués par une exposition au $^{226}Ra$ (Havlik et Robertson 1973); l'exposition de cultures d'Artemia aux produits de fission et au $^{137}Cs$ (Hallopeau 1969); l'effet de solution de $^{90}Sr$ sur Daphnia (Lebedeva et Sinevid 1958); l'exposition de copépodes au $^{137}Cs$ (Williams et Murdoch 1965) et d'amphipodes au $^{241}Am$ (Hoppenheit et al. 1980); l'exposition de larves de maringouin au $^{90}Sr$ (Guthrie et Brust 1971, 1973; Scott 1972); l'exposition du poisson au tritium (Erickson 1973); et l'ingestion de $^{32}P$ (Watson et al. 1959), de $^{65}Zn$ (Nakatani 1966), de $^{60}Co$ (Strivastava et Ram 1969), et de $^{90}Sr$ (Nakatani et Foster 1963) par le poisson.

Il y a lieu de souligner les observations inattendues de Chandorkar et al. (1978) sur les effets de très faibles doses de rayonnement sur le synchronisme des cultures d'algues. Toutefois, ces chercheurs mentionnent dans leur rapport qu'ils ont entrepris d'autres études visant à confirmer ces résultats en utilisant des doses connues de rayonnement gamma. Il serait donc prématuré de discuter de leurs observations.

Il est difficile d'évaluer et de résumer l'importance des expériences ci-dessus, à cause de problèmes de dosimétrie mentionnés préalablement. Toutefois, les résultats compilés au Tableau XXXV de l'AIEA (IAEA 1976) révèlent qu'il n'y a aucun effet délétère tant que la concentration des radionuclides dans l'eau ou les tissus est supérieure de six ordres de grandeur au niveau actuel de radioactivité dans les eaux environnementales ou le biote au Canada.

### 5.4.1.3 Effets sur les développement des oeufs

L'un des points les plus controversés en radioécologie a été soulevé dans les publications de Polikarpov et ses collaborateurs sur l'extrême sensibilité des embryons de poisson aux radionuclides incorporés (Polikarpov 1966). D'après leurs résultats, le développement des oeufs de poisson était sensible à de très faibles niveaux de radioactivité dans l'eau, et des doses de l'ordre de dix micrograys (Woodhead 1970) gênaient l'éclosion et donnaient des larves anormales.

Ces publications ont stimulé les recherches sur les effets du rayonnement sur le développement des embryons de poisson (Brown et Templeton 1964; Templeton 1966; Egami et al. 1970; Koshevela 1971; Migalovskaya 1973; Egami et Ijiri 1979). Finalement, la plupart de ces études ont conclu que les résultats de Polikarpov et ses collaborateurs ne pouvaient être reproduits à la concentration de radionuclides indiquée.

On sait maintenant qu'un grand nombre de premiers travaux de recherche sur la radiosensibilité des embryons de poisson étaient mal conçus, particulièrement en ce qui concerne les techniques d'incubation

employées (IAEA 1979). La réponse au rayonnement était masquée par la grande sensibilité des oeufs aux perturbations causées par des conditions mécaniques osmotiques, chimiques ou thermiques insuffisamment réglées. En plus, les oeufs n'étaient pas tous de qualité égale. Les anomalies, comme la migration incomplète des yeux, les nageoires recourbées, la distorsion de l'axe, la présence de plusieurs couleurs, et l'albinisme, peuvent toutes résulter de mauvaises conditions d'incubation; même de légers changements de salinité, par exemple, produiraient un effet marqué.

Blaylock et Trabalka (1978) ont soigneusement revu ces premières expériences et un certain nombre d'études plus récentes et plus rigoureuses (Trabalka 1971; Schekhanova et al. 1973; Doholyan et al. 1973; Strand et al. 1973; Ichikawa et Suyama 1974); certains chercheurs ont utilisé le $^{90}Sr$ comme dans les premières expériences de Polikarpov alors que d'autres utilisaient le $^{3}H$, le $^{144}Ce$, le $^{239}Pu$ ou des mélanges de produits de fission. Ils ont conclu que rien ne confirmait la sensibilité anormalement élevée des oeufs de poisson de développement au rayonnement provenant de radionuclides incorporés.

Dans un document plus récent, on a fait mention des effets néfastes de très faibles débits de dose sur le développement des organismes aquatiques. Abbott et Mix (1979) ont signalé qu'une concentration de 560 $Bq.L^{-1}$ (15 $nCi.L^{-1}$) d'eau tritiée gênait la mue des larves de bernacle (Pollicipes polymerus) issues d'oeufs immergés dans de l'eau de mer contaminée. Il faut donc tenir compte de ce résultat, mais en l'analysant soigneusement pour déterminer si les effets indiqués étaient bien causés par le rayonnement.

Les techniques employées par Abbott et Mix (1979) peuvent être remises en question. Tout au long de l'expérience, ils ont utilisé un nombre assez élevé d'oeufs, mais qui provenaient tous d'une seule masse. Ils ont aussi ajouté de la pénicilline, de la streptomycine et de la mycostatine dans l'eau avant et pendant l'expérience. En outre, le nombre de témoins était plus faible que pour les cultures d'épreuves et l'indice de mue n'était que de 55% chez les témoins. On a établi une relation exponentielle entre l'indice de mue et les concentrations de tritium. Le débit de dose dans le cas de la bernacle nauplii n'était pas indiqué; toutefois, la dose accumulée sur 32 jours pour la concentration dangereuse s'élèverait, d'après les calculs, à 1,2 Gy (0,12 mrad), soit un niveau inférieur au rayonnement de fond. La dose maximale accumulée pour la concentration maximale d'eau tritiée était de 0,043 Gy (4,3 rad). La dose maximale réduisait l'indice de mue de 55 à 26%. La relation dose-effet ressemblait donc à celle signalée par Polikarpov (1966); ainsi, une dose plus faible que le niveau de fond avait un effet néfaste, alors qu'une dose beaucoup plus élevée ne réduisait l'indice de mue que de 29%. On peut donc se demander si les effets mentionnés étaient causés par le rayonnement provenant de l'eau tritiée ou par les techniques expérimentales.

## 5.4.2 EFFETS DU RAYONNEMENT EXTERNE

### 5.4.2.1 Effets sur le développement des oeufs

Brown et Templeton (1964) ont tenté de confirmer les résultats de Polikarpov (1966) (voir Section 5.4.1.3) en irradiant de façon chronique des oeufs de plies en développement avec des rayons gamma. Ils n'ont trouvé aucune différence importante dans le pourcentage d'oeufs éclos et dans le nombre de larves anormales produites, même si les débits d'exposition allaient jusqu'à 0,258 $mC.kg^{-1}.h^{-1}$ (1 $R.h^{-1}$) et que les oeufs recevaient des doses totales allant jusqu'à 5 Gy (500 rad).

Donaldson et al. (Donaldson et Bonham 1964, 1970; Donaldson 1970; Hershberger et al. 1978) ont profité de la migration du saumon pour effectuer une étude à long terme sur l'exposition d'une population de poissons à des niveaux de rayonnement faibles et élevés. Un grand nombre d'oeufs en développement ont été irradiés par une source de $^{60}Co$. Les jeunes poissons issus de ces oeufs ont été examinés, marqués puis retournés dans la mer. A leur retour, plusieurs années plus tard, les poissons adultes ont été examinés et leurs oeufs ont été utilisés pour continuer les recherches.

D'après ces expériences, l'exposition à des débits compris entre 0,13 et 1,3 $mC.kg^{-1}.d^{-1}$), soit une exposition totale allant jusqu'à 91,6 $mC.kg^{-1}$ (355 R), ne produisait aucun dommage suffisant pour réduire la capacité reproductrice des populations au cours d'une période couvrant plusieurs générations. Bien qu'à tous les débits de dose on ait observé une augmentation des anomalies chez le jeune poisson, par exemple, malformation de la tête, des yeux et de la colonne vertébrale, le nombre d'adultes qui revenait n'était pas changé. Par contre, les poissons exposés à une faible dose revenaient en plus grand nombre et produisaient un nombre total d'oeufs viables plus élevé que les poissons témoins. A un débit d'exposition égal ou supérieur à 2,58 $mC.kg^{-1}.d^{-1}$ (10 $R.d^{-1}$), les dommages causés par le rayonnement étaient évidents et le taux de croissance des jeunes poissons était beaucoup moins élevé que celui des témoins.

### 5.4.2.2 Effets sur les organismes adultes

Certains des résultats les plus intéressants dans ce domaine ont été obtenus à la suite d'une série d'expériences réalisées par Marshall (1962, 1966, 1967, 1969), qui a exposé de façon chronique en laboratoire des populations de Daphnia pulex adultes à un rayonnement gamma provenant d'une source de $^{60}Co$. Les effets d'un certain nombre de facteurs sur la résistance au rayonnement ont été étudiés, et les résultats ont été résumés par Blaylock et Trabalka (1978). Les résultats les plus intéressants concernant les doses maximales admissibles qui varient de 114 à 343 $mC.kg^{-1}.d^{-1}$ (440-1330 $R.d^{-1}$) pour

différents groupes, selon la nourriture disponible et les autres stress.

La fécondité et la durée de vie, approximativement 24 semaines, des escargots aquatiques (Physa heterostropha) étaient fortement atténuées par des doses de 2,4 $Gy.d^{-1}$ (240 $rad.d^{-1}$). Un débit de dose de 0,24 $Gy.d^{-1}$ (24 $rad.d^{-1}$) n'avait aucun effet important (Cooley et Miller 1971). De jeunes crabes bleus (Callinectes sapidus), irradiés continuellement pendant 70 jours, ne présentaient aucun effet jusqu'à ce que le débit de dose atteigne 6,5 $Gy.d^{-1}$ (650 $rad.d^{-1}$) (Engel 1967).

Le poisson adulte (Oryzias latipes) exposé de façon chronique au rayonnement gamma pendant de longues périodes ne subissait aucun effet néfaste à 2,1 $Gy.d^{-1}$ (210 $rad.d^{-1}$) (Kaufman et Beyers 1973), alors que Purdom et Woodhead (1973) ont observé une réduction de 50% de la fécondité du poisson arc-en-ciel (Lebistes reticulatus) exposé à seulement 0,06 $Gy.d^{-1}$ (6 $rad.d^{-1}$) pendant 2 ans.

## 6.0 EFFETS DU RAYONNEMENT SUR LES POPULATIONS ET LES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES

La présente section a pour but d'évaluer les effets d'une exposition chronique à faible niveau sur les populations et les écosystèmes aquatiques. A la Section 4.0, on a utilisé les débits de dose qui peuvent être observés dans l'environnement aquatique par suite des activités humaines. Sauf dans des régions très localisées, le débit de dose sera inférieur à 10 $mGy.d^{-1}$ (1 $rad.d^{-1}$). A la Section 5.0, on a vu, d'après une étude de la littérature, que le nombre de recherches sur les effets d'une exposition chronique à faible niveau sur les organismes aquatiques était limité. Par conséquent, pour évaluer la situation, on doit s'appuyer sur seulement quelques études portant sur les populations naturelles, ou extrapoler les résultats obtenus en laboratoire ou *in situ* avec des débits de dose élevés. Dans la présente section, on trouvera un résumé des études sur les populations naturelles d'organismes aquatiques exposées de façon chronique à un rayonnement de faible niveau.

On ne peut évaluer l'effet du rayonnement sur les organismes aquatiques sans tenir compte des mutations induites par le rayonnement et de leurs effets prévus sur l'ensemble de la population. Comparé à ce que l'on sait sur les réactions de la souris et de la drosophile, on possède très peu d'information sur la fréquence des mutations induites par le rayonnement chez les organismes aquatiques; toutefois, on a résumé les données et les études antérieures sur les taux de mutation chez le poisson.

### 6.1 EFFETS SUR LES ÉCOSYSTÈMES

Les écosystèmes peuvent être très étendus et complexes et comprendre de nombreuses espèces d'organismes, ou n'être constitués que de quelques espèces d'organismes formant une chaîne alimentaire simple. Le nombre d'organismes de chaque population peut être modifié par de nouvelles conditions environnementales, ou tous les organismes peuvent être remplacés sans avoir trop d'effets néfastes sur l'écosystème. L'un des problèmes de l'évaluation des effets du rayonnement sur les écosystèmes consiste à déterminer quel paramètre il faut mesurer et la façon dont ce paramètre est influencé par le rayonnement. Pour mésurer l'état de écosystèmes, on a utilisé comme facteurs la biomasse, la productivité et la respiration.

Les études sur les effets de l'irradiation ont été plus ou moins limitées aux écosystèmes terrestres (Woodwell 1962; McCormick et Golley 1966; Odum et Pigeon 1970). Dans de nombreuses études de ce genre, les effets sur la population, la communauté ou l'écosystème attribuables à l'irradiation se produisaient à des débits de dose de rayonnement gamma beaucoup plus élevé que ceux qu'on considère ici.

À l'exception de l'environnement marin des terrains d'essais de l'atoll des Bikini, il n'existe pas d'études sur les écosystèmes aquatiques recevant des doses élevées de rayonnement externe et largement exposés à des radionuclides anthropiques. Les études sur les effets biologiques effectuées à Eniwetok et Bikini ont été résumées par Templeton et al. (1971). Bien que de nombreux organismes aient péri aux Bikini à cause de la radioactivité, la région s'est rapidement repeuplée et, 1 an après l'explosion, Blink (1952) mentionnait que les fonctions physiologiques des algues sessiles qui recevaient 5-8 $\mu C.kg^{-1}.d^{-1}$ (20-30 $mR.d^{-1}$) n'avaient pas été modifiées de façon notable.

### 6.1.1 ÉTUDES SUR LES MICROCOSMES

Les microcosmes ont été utilisés pour représenter les écosystèmes simples et modifiables qui peuvent être exposés au rayonnement, ainsi que les divers paramètres des écosystèmes qui sont mesurés dans le but d'extrapoler les résultats aux systèmes naturels plus grands et plus complexes. Cependant, Ferens et Beyers (1972) ont trouvé qu'il fallait des doses aiguës de 1 à 10 kGy ($10^5$-$10^6$ rad) de rayonnement gamma pour faire varier par exemple, la teneur en chlorophylle a, la biomasse et le développement des populations de microcosmes aquatiques simples. Des études portant sur deux différents types de microcosmes marins exposés de façon chronique à un rayonnement gamma pendant 10 à 12 mois n'ont révélé aucun effet jusqu'à des débits de dose de 33 $mGy.h^{-1}$ (3,3 $rad.h^{-1}$). Dans cette série de recherches, Williams et Murdoch (1973) ont tenté d'établir une corrélation entre 23 paramètres liés aux microcosmes, mais d'après leurs résultats aucun effet n'était clairement attribuable au rayonnement.

Comme nous essayons d'évaluer les effets du rayonnement sur les organismes aquatiques à des débits de dose d'au plus 10 $mGy.d^{-1}$ (1 $rad.d^{-1}$), il ne semble pas utile de considérer les paramètres décrivant l'ensemble de l'écosystème pour déceler des effets aux faibles niveaux de rayonnement.

### 6.1.2 ZONES EXPOSÉS À UN NIVEAU ÉLEVÉS DE RAYONNEMENT DE FOND NATUREL

On trouve dans plusieurs régions des quantités inhabituelles de radioactivité naturelle qui irradient les populations animales indigènes: par exemple, les régions de sable du monazite en Inde (Gruneberg 1964), Guarapiri, au Brésil (Rosen et Cullen 1964), le plateau du Colorado (Mericle et Mericle 1965) et le mont Arabia en Géorgie, aux Etats-Unis (Styron 1969).

Même s'il s'agit d'environnements terrestres, les recherches sur leurs populations naturelles pourraient expliquer les effets de l'irradiation aux débits de dose habituels émis par les centrales

nucléaires. Jusqu'à maintenant, les études des populations animales n'ont révélé aucun effet néfaste; en fait, certaines études ont conclu à des effets bénéfiques (Styron 1969). Néanmoins, selon les données, les populations vivant dans ces régions pourraient présenter un taux de mutation plus élevé que la moyenne (Noyar et al. 1970). C'est pourquoi, à la Section 6.0, comme dans les études antérieures (IAEA 1976; Blaylock et Trabalka 1978), on se limitera à prévoir les effets sur les populations du rayonnement à faible niveau.

## 6.2 EFFETS SUR LES POPULATIONS

Les études effectuées sur les populations naturelles d'organismes aquatiques exposées de façon chronique à un rayonnement nettement supérieur au rayonnement de fond ont été résumées dans des études récentes (IAEA 1976; Blaylock et Trabalka 1978). Seules deux régions étudiées ont été décrites. L'une est située dans le nord-est de la mer d'Irlande où de grandes quantités d'effluents faiblement radioactifs sont rejetées par une usine de retraitement du combustible à Windscale (Hetherington et al. 1976). L'autre, le lac White Oak, est un bassin de rétention de 14,5 ha destiné aux déchets faiblement radioactifs, au laboratoire national de Oak Ridge aux États-Unis (Blaylock 1965).

On a comparé le nombre de plies (Pleuronectes platessa) de chaque groupe de taille à proximité de Windscale et dans deux autres régions (IAEA 1976). Le stock de plies de la région a été exposés à un rayonnement de faible niveau pendant 20 ans; cependant, rien ne laisse supposer que de faibles niveaux de rayonnement aient affecté le stock. D'après des résultats d'études en laboratoire effectuées par Woodhead (1970), l'exposition à un niveau de rayonnement comparable à celui près de Windscale n'avait aucun effet observable sur les individus ou sur la population.

On a aussi étudié les populations naturelles de moucherons (Chironomus tentans), d'escargots (Physa heterostropha) et de Gambusia affinis du lac White Oak. En 1960, la fréquence d'aberrations des chromosomes salivaires était plus élevée chez les larves de Chironomus du lac White Oak soumises à des doses approximativement 1000 fois supérieures au niveau de fond, soit 2,3 $Gy.a^{-1}$ (230 $rad.a^{-1}$) (Nelson et Blaylock 1963; Blaylock 1965, 1966a, b). Toutefois, 10 ans plus tard, la dose avait chuté à 0,11 $Gy.a^{-1}$ (11 $rad.a^{-1}$), mais la fréquence des aberrations était à peu près égale à celle des populations témoins (Auerback et al. 1973). Cette diminution de la fréquence d'aberrations chromosomiques confirme qu'une exposition chronique à faible niveau au lac White Oak fait augmenter la fréquence des aberrations chromosomiques chez les populations de Chironomus (Blaylock 1965).

La fécondité des populations d'escargots du lac White Oak recevant une dose évaluée à 6,5 $mGy.d^{-1}$ (0,65 $rad.d^{-1}$) a été comparée in

situ et en laboratoire (Cooley et Nelson 1970; Cooley et Miller 1971; Cooley 1973b). La fréquence de production des sacs ovigènes était plus faible chez la population irradiée. Cependant, la production d'oeufs était la même dans les deux cas, car la population irradiée produisait un plus grand nombre d'oeufs par sac.

On a comparé la fécondité, le taux de mortalité et le nombre d'embryons anormaux chez Gambusia au lac White Oak et chez des témoins (Blaylock 1969, Trabalka et Allen 1977). La fécondité était beaucoup plus élevée pour la population irradiée chez qui le taux de mortalité et le taux d'anomalies étaient aussi plus importants. D'après l'auteur, la fécondité accrue traduisait l'ajustement d'une population d'organismes relativement éphémère à l'augmentation du taux de mortalité causé par l'irradiation. Donaldson et Bonham (1970) ont obtenu des résultats similaires en exposant de façon chronique des oeufs et des alevins de saumon Chinook (Oncorhynchus tshawytscha) à un faible niveau de rayonnement et en laissant les poissons issus de ces oeufs et de ces alevins migrer vers la mer. Même si toutes les doses variant de 0,13 à 2,6 $mC.kg^{-1}.d^{-1}$ (0,5-10 $R.d^{-1}$), faisaient augmenter le nombre d'anomalies, les poissons exposés à 0,13 $mC.kg^{-1}.d^{-1}$ (0,5 $R.d^{-1}$) au cours de leur développement embryonnaire revenaient en plus grand nombre et produisaient un nombre élevé d'oeufs viables.

Dans une étude plus récente, Trabalka et Allen (1977) ont comparé l'état de Gambusia de lac White Oak avec l'état de quatre populations témoins tout juste capturées dans quatre environnements différents. On n'a trouvé aucune différence importante de fécondité chez la génération $f_1$ des cinq types de populations qui avaient été maintenues dans les mêmes conditions expérimentales. Toutefois, le taux de mortalité des embryons morts et le taux des anomalies étaient nettement plus élevés chez la génération $f_1$ du lac White Oak. Ces taux accrus ont été attribués à la fréquence plus élevée de gènes récessifs létaux et délétères dans le pool de la population du lac White Oak.

On a ensuite exposé des Gambusia mâles du lac White Oak de la génération $f_1$ à des épreuves thermiques critiques (Trabalka et Allen 1977). La température moyenne et la variation de température chez les poissons du lac White Oak étaient nettement différentes de celles chez les quatre autres populations, ce qui confirmait encore la fréquence accrue de gènes délétères dans le pool génétique de la population du lac White Oak. Les effets de l'irradiation sur la population de Gambusia au lac White Oak ont été résumés par Blaylock et Frank (1980).

Une publication récente provenant de l'URSS contenait deux articles traitant des effets du rayonnement sur les populations de poissons. On a fait état des effets néfastes sur la fécondité du gardon (Rutilus rutilus lacustris) exposé à un débit de dose efficace de 1,9-7 $mGy.d^{-1}$ (0,19-0,7 $rad.d^{-1}$) provenant d'émetteurs internes et de 3,2-10,5 $mGy.d^{-1}$ (0,32-1,05 $rad.d^{-1}$) provenant de sédiments benthiques (Peshkov et al. 1978).

Le gardon vivait dans un plan d'eau contenant 200 fois la concentration maximale admissible en URSS (CMA) de $^{90}Sr$ et 0,26 fois la CMA soviétique de $^{137}Cs$. Comme le rayonnement auquel était exposé ce poisson provenait surtout du $^{137}Cs$ des sédiments et comme la concentration dans l'eau était inférieure aux valeurs admises pour l'eau potable, les auteurs ont souligné qu'il y avait lieu de tenir compte des facteurs écologiques pour établir les normes. Dans l'autre article (Pitkyanen et al. 1978), on faisait état des effets sur les populations de brochets (Esox) des radionuclides produits par fission. On n'a noté aucun effet sur le taux de croissance aux concentrations de 3,7 $kBq.L^{-1}$ (0,1 $\mu Ci.L^{-1}$) de $^{90}Sr$ et 0,37 $kBq.L^{-1}$ (0,01 $\mu Ci.L^{-1}$) de $^{137}Cs$. La $CL_{50}$ correspondant à l'apparition d'anomalies chez les embryons de brochets s'élevait à 29.6 $MBq.L^{-1}$ (0,8 $mCi.L^{-1}$) de $^{90}Sr$, et on n'observait aucun effet à une dose inférieure à 14,8 $MBq.L^{-1}$ (0,4 $mCi.L^{-1}$).

Apparemment, ce rapport soviétique est relié au présumé accident nucléaire qui se serait produit dans la province de Cheliabinsk pendant l'hiver 1957-1958 (Trabalka et al. 1979). D'autres études de ce type permettraient de déterminer les conséquences à long terme du rayonnement sur les écosystèmes aquatiques.

### 6.2.1 MUTATIONS INDUITES PAR LE RAYONNEMENT CHEZ LE POISSON

L'étude des effets du rayonnement sur les écosystèmes aquatiques ne saurait être complète sans traiter des mutations induites par la radioactivité. Les études récentes (Schröder 1973; IAEA 1976; Blaylock et Trabalka 1978) semblent avoir examiné à fond les quelques documents qu'on possède à ce sujet. Malgré le peu de recherches qui ont abordé le problème de la mutation chez le poisson, on a comparé les taux de mutation chez le poisson, la drosophile et la souris (Blaylock et Trabalka 1978). Il semblerait que le taux de mutation chez le poisson soit compris entre ceux chez la drosophile et chez la souris.

Le peu d'information qu'on possède sur le poisson porte surtout sur le poisson arc-en-ciel (Lebistes reticulatus). La coloration de ce poisson a servi à étudier les caractères sexuels dominants et récessifs (Purdom 1966; Purdom et Woodhead 1973). Schröder (1969a, b) a analysé les effets de doses élevées de rayons sur les différentes étapes de la gamétogénèse chez Lebistes. Il a trouvé une diminution de la progéniture et une augmentation du nombre de mort-nés, du taux de mortalités postnatales et de la fréquence des anomalies visibles chez la progéniture. Dans l'étude de l'IAEA (1976), on a utilisé la relation entre la teneur en ADN et le taux de mutation induite chez une grande variété d'organismes (Abrahamson et al. 1973) pour prévoir le taux de mutation chez le poisson. Ce taux était de l'ordre de $7 \times 10^{-6}$ $Gy^{-1}$ ($7 \times 10^{-8}$ $rad^{-1}$) par locus. Cette valeur coïncide à peu près au taux de mutation observé chez Lebistes (Blaylock et Trabalka 1978). Dans une étude récente, Chakrabarti et al. (1983) ont signalé une fréquence de mutation chez les oeufs ou le sperme de

Brachydanio rerio qui semblait plus élevée que celle qui correspond à n'importe quel stade de développement embryonnaire chez la souris. A l'aide d'une méthode récemment mise au point, ils ont obteu un taux de mutation, induite par des rayons $\gamma$ sur des loci spécifiques et un taux de mutation létale récessives de 0,16 et 16 $(C.kg^{-1})^{-1}$ (0,04 et 4 $mR^{-1}$), respectivement. Les expériences portaient sur un nombre limité de loci et ces données sont préliminaires. Néanmoins, il semble que le taux de mutation soit plus élevé pour le poisson qu'on ne l'avait prévu dans d'autres études.

Egami et Hyodo-Taguchi (1973) ont déterminé la fréquence de mutation dominante létale chez le medaka (Oryzias latipes). D'après Newcombe et McGregor (1967), il faudrait, en supposant une relation dose-réponse linéaire, une dose de 0,26 Gy (26 rad) pour doubler chez la truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri) la fréquence de malformations des oeufs et des spermatozoaires observée chez les témoins. Dans une étude ultérieure, McGregor et Newcombe (1972) ont estimé qu'il faudrait une dose totale d'environ 0,54 Gy (54 rad) pour doubler le taux de malformations graves des yeux chez la truite arc-en-ciel.

### 6.2.2 PRÉVISION DES EFFETS POSSIBLES D'UNE EXPOSITION CHRONIQUE A UN FAIBLE NIVEAU

#### 6.2.2.1 Effets somatiques

Il existe un grand nombre d'études portant sur les effets du rayonnement ionisant sur les organismes aquatiques (voir Section 5.0). Malheureusement, la majorité de ces travaux ont été effectués à des doses et/ou à des débits de dose beaucoup plus élevés que ceux qu'on considère ici (moins de 10 $mGy.d^{-1}$ (1 $rad.d^{-1}$)). Comme on n'a pas décelé d'effets somatiques causés par une exposition chronique à un rayonnement de faible niveau dans les écosystèmes aquatiques, on peut supposer qu'ils sont peu nombreux et rares et qu'ils auraient peu d'effets sur le bien-être des populations. Cette supposition est basée sur le fait que, chez les organismes aquatiques dont le taux de reproduction est très élevé et dont le taux de survivants au stade reproductif est faible, même les effets décelables du rayonnement n'auraient pas d'effets importants sur la population dont l'importance est régie par des mécanismes. Le rapport de l'AIEA (IAEA 1976) traite des mécanismes régulateurs des populations marines commercialement exploitées. On a conclu que si la mortalité est actuellement accrue par des faibles niveaux de rayonnement dans l'environnement marin, le stock d'espèces marines très fécondes ne sera vraisemblablement pas affectué, à moins d'être déjà menacés par une surexploitation.

#### 6.2.2.2 Effets génétiques

Les effets génétiques du rayonnement sur les populations aquatiques ont été étudiés au Chapitre 3 du rapport de l'AIEA (IAEA

1976). On s'accorde généralement pour dire que les effets du rayonnement (et les autres mutagènes) influent à long terme sur l'état des populations en augmentant le nombre de mutations induites.

Si l'on suppose que toute dose dépassant le niveau de fond accroît le taux de mutation, on doit alors tenir compte, pour prévoir ses effets, du taux de reproduction de l'espèce en question et de la valeur de chaque individu pour la population. Par exemple, dans le cas d'organismes aquatiques dont le taux de reproduction est habituellement très élevé, la valeur d'un seul ou même de mille individus est négligeable pour ce qui est de la structure à long terme et du devenir de la population. Par contre, les mêmes critères ne peuvent s'appliquer aux populations humaines dont chaque individu compte et dont un grand nombre possédant une capacité d'adaptation relativement faible ne sont pas éliminés. On estime donc que les populations aquatiques, dont moins de un pour cent des zygotes atteindront le stade adulte et se reproduiront, ne présenteront aucun dommage important a un débit de dose de moins de 10 $mG.d^{-1}$ (1 $rad.d^{-1}$), même si toutes les mutations induites par le rayonnement affectent la population.

## ANNEXE I.0 ABRÉVIATIONS ET SYMBOLES

| | |
|---|---|
| a | année |
| $A_o$ | aire du lac |
| AEC | Atomic Energy Commission (É.-U.) |
| AEN | Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire |
| AIEA | Agence internationale de l'énergie atomique |
| ANL | Argonne National Laboratory |
| BLW | réacteur à eau légère bouillante |
| Bq | becquerel, unité d'activité radioactive, égale une désintégration à la seconde (1 Bq = $2,7 \times 10^{-11}$ Ci) |
| BWR | réacteur à eau bouillante |
| C | Coulomb, unité de charge électrique, égale un ampère-seconde |
| CANDU | réacteur canadien au deutérium et à l'uranium |
| CCEA | Commission de contrôle de l'énergie atomique (Canada) |
| CE | centrale électrique |
| CGC | Commission géologique du Canada |
| Ci | curie, unité d'activité des substances radioactives (11 Ci = $3,7 \times 10^{11}$ Qb) |
| CL50 | concentration létale pour 50% de la population étudiée |
| CMA | concentration maximale admissible |
| CMI | Commission mixte internationale |
| CQE | Conseil de la qualité des eaux (CMI) |
| CREO | Commission des ressources en eau de l'Ontario |
| d | jours |
| dés. | désintégration(s) |
| DL50/30 | dose de rayonnement qui tue en 30 d la moitié des organismes exposés |

| | |
|---|---|
| dpm | désintégrations à la minute |
| E | exa, $10^{18}$ |
| $E_h$ | potentiel rédox |
| EACL | Énergie Atomique du Canada Limitée |
| EDTA | acide éthylènediaminetétracétique |
| EPA | Environmental Protection Agency (É-.U.) |
| ERG | électrorétinogramme, mesure le signal électrique produit par la rétine stimulée par un rayonnement |
| ERNW | Établissement de recherche nucléaire de Whiteshell (EACL) |
| f | femto, $10^{-15}$ |
| $f_1$ | première génération de descendants |
| FC | facteur de concentration |
| G | giga, $10^9$ |
| GIPS | gallons impériaux par jour |
| Gy | gray, unité de dose absorbée (1 Gy = 1 $J.kg^{-1}$ = 100 rads) |
| h | heure |
| ha | hectare |
| HASL | Health and Safety Laboratory (U.S.-Atomic Energy Commission), maintenant connu sous le nom de Environmental Measurements Laboratory (EML). |
| HTO | eau tritiée |
| J | joule, unité de travail et d'énergie, égale la force d'un Newton (N) se déplaçant d'un mètre (m) |
| $k_d$ | coefficient de distribution (entre les phases solide et dissoute, par exemple) |
| lat. | latitude |
| LNCN | Laboratoire nucléaires de Chalk River (EACL) |
| LWR | réacteur à eau légère |

| | |
|---|---|
| mho | unité de conductance, réciproque de l'ohm qui est l'unité de résistance électrique (1 mho = 1 S) |
| min. | minute(s) |
| MOD | matière organique dissoute |
| MW(é) | mégawatts d'énergie électrique |
| MW(é)a. | mégawatts d'électricité produits en un an |
| MW(t) | mégawatts d'énergie thermique |
| MW(t)a | mégawatts d'énergie thermique en un an |
| n | nano, $10^{-9}$ |
| NAS | National Academy of Science (E.-U.) |
| NDP | Réacteur nucléide pilote (Hydro Ontario, à Rolphton) |
| NRU | réacteur universel des LNCR |
| NRX | réacteur experimental des LNCR |
| OCDE | Organisation de coopération et de développement économiques |
| p | pico, $10^{-12}$ |
| P | peta, $10^{15}$ |
| $pCO_2$ | pression partielle de dioxyde de carbone |
| PWR | réacteur à eau sous pression |
| R | röntgen, unité d'exposition aux rayons X ou $\gamma$ (1R = 0,258 $mC.kg^{-1}$ d'air) |
| rad | unité correspondant à la dose de rayonnement ionisant absorbée, soit l'unité d'énergie transmise à chaque unité de masse de matière irradiée par le rayonnement ionisant (100 rad = 1 $J.kg^{-1}$ = 1 Gy) |
| réaction (n,p) | réaction nucléaire au cours de laquelle le bombardement d'un noyau cible avec un neutron provoque la libération d'un proton |
| s | seconde(s) |
| S | siemens, unité de conductance (1 mho = 1 S) |

| | |
|---|---|
| t | tonne(s) |
| T | téra, $10^{12}$ |
| $t_{\frac{1}{2}}$ | période |
| TEL | transfert d'énergie linéaire, quantité d'énergie perdue par unité de longueur parcourue par une particule ionisante |
| UNESCO | United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization |
| UNSCEAR | United Nations Scientific Committee on the Effects on Atomic Radiation |
| USNRC | United States Nuclear Regulatory Commission |
| U.T. | unité-tritium, soit un atome de $^{3}H$ pour $10^{18}$ atomes de H |
| ZLE | zone lacustre expérimentale (Freshwater Institute, Winnipeg) |
| $\bar{z}$ | profondeur moyenne de lac = volume/surface |

ANNEXE II.0 GLOSSAIRE

activité - pour une quantité donnée de matière radioactive, nombre de transformations nucléaires qui se produisent par unité de temps

activité spécifique - activité du radioisotope d'un élément par unité de masse de cet élément

advection - déplacement d'une masse d'air ou d'eau dans le sens horizontal, qui modifie la température ou d'autres propriétés physiques de l'air ou de l'eau

allochtone - se dit de la matière organique lacustre d'origine étrangère au milieu lacustre, comme les feuilles des arbres et la matière humique érodée du sol

anthracite - charbon naturel dur et très lustré. À la différence du charbon bitumineux, il contient peu de matières volatiles

authigène - se dit des constituants d'une roche formés en même temps ou après celle-ci (p.ex. les minéraux primaires et secondaires des roches ignées); se dit d'un minéral formé sur place en unité cristallographique par des processus de sédimentation

bathymétrie - mesure de la profondeur de l'eau des océans, des mers et des lacs

bitumineux - qui contient du bitume, soit un mélange d'hydrocarbures souvent accompagnés de leurs dérivés non métalliques qui existent dans la nature ou qui sont obtenus comme résidus du raffinage par chauffage de substances naturelles (p.ex. pétrole)

calciner - chauffer - (p.ex. des substances inorganiques) jusqu'à une température élevée, mais sans provoquer la fusion, afin d'éliminer les matières volatiles ou de provoquer des changements (p.ex. l'oxydation)

charriage - entraînement des particules de sable, de gravier ou de sol par le flux naturel sur le lit d'un cours d'eau ou immédiatement au-dessus de celui-ci

concrétion - masse de substances minérales généralement présentes dans les roches, ayant une composition différente du reste de la formation et produites par sédimentation à partir d'une solution aqueuse

cosmogénique - produit par l'action des rayons cosmiques

décroissance - diminution graduelle de l'activité d'une substance radioactive

descendant - tout nucléide provenant de la désintégration radioactive d'un autre nucléide

désintégration - tout processus au cours duquel un noyau éjecte une ou plusieurs particules soit de façon spontanée, soit par suite d'une collision

détritique - se dit des matières (p.ex. fragments rocheux ou particules organiques) libérées par altération

diagenèse - transformation (p.ex. par compactage ou par réaction chimique) des sédiments en roche, avec modification de leur chimie

enceinte limnétique - enceinte de plastique située au milieu d'un lac

éolien - produit par l'action du vent

épilimnétique - se dit de la couche superficielle des eaux lacustre située au-dessus de la thermocline

fécondité - mesure de la production d'oeufs viables

fission ternaire - rupture d'un noyau en trois fragments nucléaires

floculation - processus d'agrégation des petites particules en suspension ou précipitées dans un liquide, donnant des particules plus grosses

fluvial - relatif aux fleuves et aux rivières

fluviatile - qui vit ou pousse dans les eaux courantes ou aux bords des fleuves et des rivières

formation aquifère - couche perméable de roches, de sable ou de gravier saturée d'eau

gamétogenèse - production de gamètes, qui sont des cellules germinales mûres capables, en s'unissant avec un autre gamète, de commencer la formation d'un nouvel être vivant

géostrophique - se dit de la force de déviation due à la rotation de la terre

gyttja - sédiment d'eau douce contenant d'abondants débris organiques

hemipélagique - désigne la zone océanique qui va de l'extrémité du plateau continental jusqu'au milieu pélagique

illite - argile verte formée dans les lagunes et ayant presque la même structure cristalline que la muscovite

limnologie - science ayant pour object l'étude des conditions physiques, chimiques, météorologiques et biologiques des eaux douces

lithophile - se dit des éléments qui ont été concentrés dans la phase de silicate des météorites ou de la croute terrestre de scories

macrophyte - plate macroscopique vivant surtout dans une pièce d'eau

méromictique - se dit des lacs dont les eaux comportent des stratifications chimiques et dont la circulation n'est donc pas complète pendant toute l'année

micacé - relatif au mica

microcosme - collectivité ou autre unité écologique qui est l'image réduite d'une unité plus grande

nauplius - larve de crustacée habituellement au premier stade après l'éclosion

néphéloïde - se dit d'une couche d'eau couvrant, au voisinage du fond, une zone où les concentrations en matière particulaire fine sont relativement élevées

oligotrophe - où l'apport de sels nutritifs pour les plantes est insuffisante

particule alpha - particule chargée positivement, constituée d'un noyau d'héllilum, éjectée à grande vitesse d'un noyau qui se désintègre

particule bêta - électron ou positron émis pendant le processus de transformation nucléaire

pélagique - relatif à la haute mer

photon - quantum de rayonnement électromagnétique dont l'énergie est $h\nu$ ($h$ = constante de Planck et $\nu$ = fréquence)

phylogénétique - basée sur les lois de l'évolution naturelle

podzol - tout sol zonal qui se développe dans un climat humide, constitué d'un horizon organique et d'une mince couche minerale organique au-dessus d'une couche grise lixiviée reposant sur un horizon éluvial enrichi d'argile amorphe

poïkilotherme - organisme à sang froid dont la température corporelle varie avec celle du milieu

primordial - existant depuis la formation de la terre

profond - désigne la partie d'un lac stratifié thermiquement, qui va de la partie supérieure de l'hypolimnion jusqu'au fond du lac ou, dans les lacs très profonds, jusqu'à 600 m

quaternaire - ère géologique allant de la fin du tertiaire jusqu'à nos jours; désigne aussi les systèmes rocheux correspondants

rayon gamma - quantum de rayonnement électromagnétique (photon) émis pendant le processus de transformation nucléaire

rayonnement ionisant - tout rayonnement constitué de particules directement ou indirectement ionisantes, ou d'un mélange des deux (les particules directement ionisantes sont des particules chargées (électrons, protons, particules alpha, etc.) ayant suffisamment d'énergie cinétique pour provoquer l'ionisation par collision; les particules indirectement ionisantes sont des particules neutres (neutrons, photons, etc.) qui peuvent éjecter directement des particules ionisantes ou provoquer une transformation nucléaire)

rayons X - rayonnement électromagnétique provenant de la perte extranucléaire d'énergie par des particules chargées

régulation osmotique - régulation de la pression osmotique normale des liquides organiques

saltation - déplacement, par petits bonds successifs, de particules granulaires entraînées par un fluide

spallation - réaction nucléaire au cours de laquelle des particules lumineuses sont éjectées à la suite d'un bombardement

stratigraphie - partie de la géologie traitant de l'origine, de la composition, de la répartition et de la succession des strates

terrigène - relatif à un matériau provenant directement de l'altération des roches de la surface terrestre

thermocline - zone séparant l'épilimnion (couche supérieure) de l'hypolimnion (couche inférieure) dans un lac stratifié, et marquée d'habitude par un changement prononcé de température

tourbillon - mouvement circulaire plus importante qu'un remous

trochophore - larve de cilié nageant librement, typique des annélides marins, mais existant chez plusieurs groupes d'invertébrés

varve - couches de vase ou d'argile alternativement fines et grossières, qui, croit-on, constituent un cycle annuel de sédimentation dans une pièce d'eau stagnante

véligère - se dit de la larve d'un mollusque parvenue au stade suivant le développement d'un organe natatoire (velum)

REFERENCES

Abbott, D.T. and Mix, M.C. 1979. Radiation effects of tritiated seawater on development of the goose barnacle, Pollicipes polymerus. Health Phys. 36: 283-287.

Abrahamson, S., Bender, M.A., Conger, A.D. and Wolef, S. 1973. Uniformity of radiation-induced mutation rates among different species. Nature (London) 245: 460-462.

Acres, O. 1980. Personal communication. Environmental Monitoring Section, Environmental Research Branch, Whiteshell Nuclear Research Establishment, Atomic Energy of Canada Ltd., Pinawa, Manitoba.

Adams, N. 1968. Dose-rate distribution from spherical and spherical-shell radiation sources with special reference to fish eggs in radioactive media. United Kingdom Atomic Energy Authority, Harwell, Didcot, Berkshire, AHSB(RP)87, Her Majesty's Stationery Office, London. p. 14.

AEC. 1974. Environmental survey of the uranium fuel cycle. U.S. Atomic Energy Commission Rep. WASH-1248.

AECB. 1978. The management of uranium mill tailings - an appraisal of current practices. Report of the Advisory Panel on Tailings, Atomic Energy Control Board, Ottawa.

AECB. 1982. Radioactive releases from major Canadian nuclear facilities from 1972 to 1980. Atomic Energy Control Board, Ottawa, Ontario. Draft Rep. AECB-1155.

AECL. 1980. Annual Safety Report 1979. Edited by A.R. Gibson and C.G. Seymour. Atomic Energy of Canada Ltd., Publ. No. ASRA-2.

Alabama Power Company. 1972. Joseph M. Farley Nuclear Plant Units 1 and 2, Docket Nos. 50-348 and 50-364, June 1972. Public Document Room, National Regulatory Commission, Washington, D.C.

Alberts, J.J. and Wahlgren, M.A. 1980. Concentrations of $^{239+240}Pu$, $^{137}Cs$, and $^{90}Sr$ in the waters of the Laurentian Great Lakes: comparison of 1973 and 1976 values. Environ. Sci. Technol. 15(1): 94-98.

Alberts, J.J., Leyden, D.E. and Patterson, T.A. 1976. Distribution of total Al, Cd, Co, Cu, Ni and Zn in the tongue of the ocean and the Northwestern Atlantic Ocean. Mar. Chem. 4: 51-56.

Alberts, J.J., Wahlgren, M.A., Nelson, D.M. and Jehn, P.J. 1977. Submicron particle size and charge characteristics of $^{239+240}Pu$ in natural waters. Environ. Sci. Technol. 11(7): 673-676.

Allard, B., Kigatsi, H. and Torstenfelt, B. 1979. Technetium: reduction and sorption in granite rock. Radiochem. Radioanal. Lett. 37(4-5): 223-230.

Allen, B.M. and Schzeide, O.A. 1951. The influence of temperature upon the destruction of hematopoietic cells of tadpoles by X-irradiation. J. Cell. Comp. Physiol. 38: 69-82.

Allen, R.C. 1978. Experimental studies of changes produced by deposit feeders on pore water, sediment, and overlying water chemistry. Am. J. Sci. 278: 1185-1234.

Amin, B.S., Kharkar, D.P. and Lal, D. 1966. Cosmogenic $^{10}Be$ and $^{26}Al$ in marine sediments. Deep Sea Res. 13: 805-824.

Angelovic, J.W., White, J.C. and Davis, E.M. 1969. Interactions of ionizing radiation, salinity and temperature on the estuarine fish, Fundulus heteroclitus. In Proc. 2nd Natl. Symp. Radioecology. Edited by D.J. Nelson and F.C. Evans. U.S. AEC Tech. Inf. Cent., Oak Ridge Natl. Lab., Oak Ridge, Tennessee. CONF-670503. pp. 131-140.

Aoki, K. 1964. The effect of temperature on the development of histological damage of hematopoietic tissue following whole-body X-irradiation in the goldfish, Carassius auratus. Annual report, 1963, National Institute of Radiological Science, Anagawa, Chiba, Japan. pp. 35-36.

Aoki, K., Egami, N. and Arai, R. 1966. Histological changes in interrenal tissue of the goldfish, Carassius auratus, following X-irradiation. J. Radiat. Res. 7(2): 83-90.

Armstrong, F.A.J. 1965. Silicon. In Chemical oceanography. Vol. 1. Edited by J.P. Riley and J. Skirrow. Academic Press, London. pp. 409-432.

Armstrong, F.A.J. and Schindler, D.H. 1971. Preliminary chemical characterization of waters in ELA, NW Ontario. J. Fish. Res. Board Can. 28(2): 171-187.

Aston, S.R. 1980. Evaluation of the chemical forms of plutonium in seawater. Mar. Chem. 8: 319-325.

Aston, S.R. and Chester, R. 1973. The influence of suspended particles on the precipitation of iron in natural waters. Estuarine Coastal Mar. Sci. 1: 225-231.

Aston, S.R. and Stanners, D.A. 1979. The determination of estuarine sedimentation rates by $^{134}Cs/^{137}Cs$ and other artificial radionuclide profiles. Estuarine Coastal Mar. Sci. 9: 529-541.

Aston, S.R. and Stanners, D.A. 1981. Americium in intertidal sediments from the coastal environs of Windscale. Mar. Pollut. Bull. 12: 149-153.

Auerbach, S.I., Nelson, D.J. and Struxness, E.G. 1973. Long-term cytogenetic investigations of Chironomus in White Oak Lake and White Oak Creek. Environmental Sciences Division Annual Progress Report for Period Ending Sept. 30, 1973. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. ORNL-4935. pp. 38-39.

Averill, D.W., Kassakhian, G.H., Moffett, D. and Webber, R.T. 1980. Development of radium-226 removal processes for uranium mill effluents. In Proc. 1st Int. Conf. on Uranium Mine Waste Disposal, May 1980, Vancouver, B.C. Edited by C.O. Brawner. American Institute of Mining, Metallurgical, and Petroleum Engineers, Inc., New York. pp. 333-350.

Bacon, M.P. 1977. $^{210}Pb$ and $^{210}Po$ results from F.S. "Meteor" cruise 32 in the North Atlantic. "Meteor" Forschungsergebnisse A 19: 24-36.

Bacon, M.P. and Anderson, R.F. 1982. Distribution of thorium isotopes between dissolved and particulate forms in the deep sea. J. Geophys. Res. 87: 2045-2056.

Bacon, M.P., Spencer, D.W. and Brewer, P.G. 1976. $^{210}Pb/^{226}Ra$ and $^{210}Po/^{210}Pb$ disequilibria in seawater and suspended particulate matter. Earth Planet. Sci. Lett. 32: 277-296.

Bacon, M.P., Brewer, P.G., Spencer, D.W., Murray, J.W. and Goddard, J. 1980. Lead-210, polonium-210, manganese and iron in the Cariaco Trench. Deep Sea Res. 27A: 119-135.

Bacq, Z.M. and Alexander, P. 1961. Fundamentals of radiobiology. 2nd ed. Pergamon Press, Oxford. Chap. 12. pp. 299-310.

Barnes, C.A. and Gross, M.G. 1966. Distribution at sea of Columbia River water and its load of radionuclides. In Disposal of radioactive wastes into seas, oceans and surface waters. International Atomic Energy Agency, Vienna. IAEA SM-72/17. pp. 291-302.

Barry, P.J., Jay, P.C., Robertson, E. and Wildsmith, D.P. 1979. Water and tritium budgets for Perch Lake, 1970-77. In Hydrological and geochemical studies in the Perch Lake Basin: a second report of progress. Edited by P.J. Barry. Atomic Energy Canada Publ. AECL-6404. pp. 85-94.

Barry, R.G. 1969. The world hydrological cycle. In Water, earth and man. Edited by R.J. Chorley. Methuen, London. pp. 11-29.

Bayda Commission. 1978. Cluff Lake Board of Enquiry. Final Report, Regina, Saskatchewan.

Beak Consultants Ltd. 1980. An assessment of the environmental impacts of uranium mining in northern Saskatchewan. Draft report to Environment Canada. August, 1980.

Beasley, T.M. 1969. Lead-210 production by nuclear devices: 1946-1958. Nature (London) 224: 573.

Beasley, T.M., Osterberg, C.L. and Jones, Y.M. 1969. Natural and artificial radionuclides in seafoods and marine protein concentrates. Nature (London) 221: 1207.

Beasley, T.M., Jokela, T.A. and Eagle, R.J. 1971. Radionuclides and selected trace elements in marine protein concentrates. Health Phys. 21(6): 815.

Benninger, L.K. 1978. $^{210}Pb$ balance in Long Island Sound. Geochim. Cosmochim. Acta 42(8): 1165-1174.

Bertine, K.K., Chan, L.H. and Turekian, K.K. 1970. Uranium determinations in deep sea sediments and natural waters using fission tracks. Geochim. Cosmochim. Acta 34(6): 641-648.

Bewers, J.M. 1983. Personal communication. Bedford Institute of Oceanography, Dartmouth, Nova Scotia.

Bewers, J.M. and Haysom, H.H. 1974. The terrigenous dust contribution to fluoride and iodide in atmospheric precipitation. J. Tech. Atmos. 4: 689-697.

Bewers, J.M. and Yeats, P.A. 1977. Oceanic residence times of trace metals. Nature (London) 268: 595-598.

Bhat, S.G. and Krishnaswami, S. 1969. Isotopes of uranium and radium in Indian rivers. Proc. Indian Acad. Sci. Sect. A 70: 1-17.

Bhat, S.G., Krishnaswami, S., Lal, D., Rama, Koide, M. and Somayajulu, B.L.K. 1973. Radiometric and trace-element studies of ferromanganese nodules. In Proc. Symp. Hydrogeochem. Biogeochem. Vol. 1. Edited by E. Ingerson. Clarke, Washington, D.C. pp. 443-462.

Bird, G.W., Lopata, V.J. and Sanipelli, G.G. 1978. Sorption and ion exchange of radionuclides on minerals. Prog. Rep., Elem. Mater. Sci. Div., Whiteshell Nuclear Research Establishment. Atomic Energy of Canada, PR-WCM-39. pp. 33-34.

Birks, J.L. 1975. Medical radionuclides in the marine environment. Nature (London) 255: 621-622.

Bishop, F.J., Ellis, K., Smith, J.N. and Bewers, J.M. 1980. Preoperational environmental monitoring report for the Point Lepreau, N.B. Nuclear Generating Station. Bedford Institute of Oceanography Rep. Ser. BI-R-80-1. 36 pp.

Bishop, J.K.B., Edmond, J.M., Ketten, D.R., Bacon, M.P. and Silker, W.B. 1977. The chemistry, biology and vertical flux of particulate matter from the upper 400 m of the equatorial Atlantic Ocean. Deep Sea Res. 24: 511-548.

Blanchard, R.L. and Oakes, D. 1965. Relationships between uranium and radium in coastal marine shells and their environment. J. Geophys. Res. 70: 2911.

Blaylock, B.G. 1965. Chromosomal aberrations in a natural population of Chironomus tentans exposed to chronic low-level radiation. Evolution 19(3): 421-429.

Blaylock, B.G. 1966a. Chromosomal polymorphism in irradiated natural populations of Chironomus. Genetics 53: 131-136.

Blaylock, B.G. 1966b. Cytogenetic study of a natural population of Chironomus inhabiting an area contaminated by radioactive waste. In Disposal of radioactive waste into seas, oceans and surface waters. International Atomic Energy Agency, Vienna. IAEA SM-72/17. pp. 835-846.

Blaylock, B.G. 1969. The fecundity of a Gambusia affinis population exposed to chronic environmental radiation. Radiat. Res. 37(1): 108-117.

Blaylock, B.G. 1979. Personal communication. Environmental Sciences Division, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.

Blaylock, B.G. 1982. Data bases available for bioaccumulation factors for freshwater biota. Nucl. Saf. 23(4): 427-438.

Blaylock, B.G. and Frank, M.L. 1980. Effects of chronic low-level irradiation on Gambusia affinis. In Radiation effects on aquatic organisms. Edited by N. Egami. Jpn. Sci. Soc. Press, Tokyo, and University Park Press, Baltimore, Maryland. pp. 81-90.

Blaylock, B.G. and Mitchell, T.J. 1969. The effect of temperature on the dose response of Gambusia affinis affinis from two natural populations. Radiat. Res. 40: 503-511.

Blaylock, B.G. and Trabalka, J.R. 1978. Evaluating the effects of ionizing radiation on aquatic organisms. In Advances in radiation biology. Vol. 7. Edited by J.T. Lett and H. Adler. Academic Press, New York. pp. 103-152.

Blaylock, B.G. and Witherspoon, J.P. 1975. Dose estimation and prediction of radiation effects on aquatic biota resulting from radioactive releases from the nuclear fuel cycle. In Impacts of nuclear releases into the aquatic environment. International Atomic Energy Agency, Vienna. pp. 377-393.

Blink, L.R. 1952. Effects of radiation on marine algae. J. Cell. Comp. Physiol. 39 (Suppl. 2): 11-18.

Bojanowski, R., Livingston, H.D., Schneider, D.L. and Mann, D.R. 1975. A procedure for analysis of americium in marine environmental samples. In Reference methods for marine radioactivity studies II. International Atomic Energy Agency, Vienna. IAEA Tech. Rep. Ser. No. 169. pp. 77-86.

Bondietti, E.A. and Francis, C.W. 1979. Geologic migration potentials of Technetium-99 and Neptunium-237. Science 203: 1337-1340.

Bondietti, E.A., Reynolds, S.A. and Shanks, M.H. 1976. Interaction of plutonium with complexing substances in soils and natural waters. In Transuranic nuclides in the environment. International Atomic Energy Agency, Vienna. IAEA-SM-199/51. pp. 273-287.

Bonham, K. and Welander, A.D. 1963. Increase in radioresistance of fish to lethal doses with advancing embryonic development. In Radioecology. Edited by V. Schultz and A.W. Klement, Jr. Reinhold, N.Y. pp. 353-358.

Bowen, V.T. and Roether, W. 1973. Vertical distributions of $^{90}Sr$, $^{137}Cs$ and $^{3}H$ near 45° north in the Atlantic. J. Geophys. Res. 78: 6277-6285.

Bowen, V.T., Noshkin, V.E., Volchok, H.L., Livingston, H.D. and Wong, K.M. 1974. Cesium-137 to strontium-90 ratios in the Atlantic Ocean, 1966 through 1972. Limnol. Oceanogr. 19: 670.

Bowen, V.T., Noshkin, V.E., Livingston, H.D. and Volchok, H.L. 1980. Fallout radionuclides in the Pacific Ocean: Vertical and horizontal distributions, largely from GEOSECS stations. Earth Planet. Sci. Lett. 49: 411-434.

Bower, P. and McCorkle, D. 1980. Gas exchange, photosynthetic uptake, and carbon budget for a radiocarbon addition to a small enclosure in a stratified lake. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 464-471.

Boyle, E.A., Sclater, F.R. and Edmond, J.M. 1976. On the marine geochemistry of cadmium. Nature (London) 263: 42-44.

Boyle, E.A., Edmond, J.M. and Sholkovitz, E.R. 1977. The mechanism of iron removal in estuaries. Geochim. Cosmochim. Acta 41: 1313-1324.

Bragg, K. 1980. Long term aspects of uranium tailings management. An AECB discussion paper on proposed interim close-out criteria. In Proc. 1st Int. Conf. on Uranium Mine Waste Disposal, May 1980, Vancouver, B.C. Edited by C.O. Brawner. American Institute of Mining, Metallurgical and Petroleum Engineers, Inc., New York. pp. 599-605.

Brewer, P.G. 1975. Minor elements in seawater. In Chemical oceanography. Edited by J.P. Riley and G. Skirrow. Academic Press, New York. pp. 415-496.

Brewer, P.G., Nozaki, Y., Spencer, D.W. and Fleer, A.P. 1980. Sediment trap experiments in the deep North Atlantic: isotopic and elemental fluxes. J. Mar. Res. 38: 703-728.

Broecker, W.S. 1965. An application of natural radon to problems in ocean circulation. In Symp. Diffusion in Oceans and Fresh Waters. Edited by T. Ichiye. Lamont Geol. Observatory (1964), Palisades, New York. pp. 116-145.

Broecker, W.S. 1974. Chemical oceanography. Harvard-Brace and Jovanovich, New York. 214 pp.

Broecker, W.S. and Kaufman, A. 1970. Near-surface and near-bottom radon results for the 1969 North Pacific Geosecs station. J. Geophys. Res. 75: 7679-7681.

Broecker, W.S., Li, Y.H. and Cromwell, J. 1967a. Radium-226 and radon-222: concentration in Atlantic and Pacific Oceans. Columbia Univ., Palisades, New York. Cu-2663-8, App. R. 20 pp.

Broecker, W.S., Li, Y.H. and Cromwell, J. 1967b. Radium-226 and radon-222: concentration in Atlantic and Pacific Oceans. Science 158: 1307-1310.

Broecker, W.S., Cromwell, J. and Li, Y.H. 1968. Rates of vertical eddy diffusion near the ocean floor based on measurements of the distribution of excess $^{222}Rn$. Earth Planet. Sci. Lett. 5: 101-105.

Broecker, W.S., Kaufman, A. and Trier, R.M. 1973. The residence time of thorium in surface sea water and its implications regarding the rate of reactive pollutants. Earth Planet. Sci. Lett. 20: 35-44.

Brown, R.M. 1961. Hydrology of tritium in the Ottawa Valley. Geochim. Cosmochim. Acta 21: 199-216.

Brown, R.M. 1970. Distribution of hydrogen isotopes in Canadian waters. In Isotope hydrology. International Atomic Energy Agency, Vienna. IAEA-SM-129/1. pp. 3-21.

Brown, V.M. and Templeton, W.L. 1964. Resistance of fish embryos to chronic irradiation. Nature (London) 203: 1257-1259.

Bruland, K.W, Koide, M., Bowser, C., Maher, L.J. and Goldberg, E.D. 1975. Lead-210 and pollen geochronologies on Lake Superior sediments. Quat. Res. (N.Y.) 5: 89-98.

Bruland, K.W., Knauer, G.A. and Martin, J.H. 1978a. Cadmium in northeast Pacific waters. Limnol. Oceanogr. 23: 618-625.

Bruland, K.W., Knauer, G.A. and Martin, J.H. 1978b. Zinc in northeast Pacific waters. Nature (London) 271: 741-743.

Brunskill, G.J. 1981. Unpublished data. Freshwater Institute, 501 University Crescent, Winnipeg, Manitoba.

Brunskill, G.J. and Hecky, R. 1980. Unpublished data. Freshwater Institute, 501 University Crescent, Winnipeg, Manitoba.

Brunskill, G.J. and Schindler, D.W. 1971. Geography and bathymetry of selected lake basins, ELA NW Ontario. J. Fish. Res. Board Can. 28(2): 139-155.

Brunskill, G.J., Campbell, P., Elliott, S.E.M., Graham, B.W., Dentry, W.J and Wagemann, R. 1975. The chemistry, mineralogy, and rates of transport of sediments in the Mackenzie and Porcupine River watersheds, N.W.T. and Yukon, 1971-73. Environ. Can. Fish. Mar. Serv. Tech. Rep. No. 546.

Brunskill, G.J., Elliott, S.E.M. and Campbell, P. 1980. Morphology, hydrology and watershed data pertinent to the limnology of Lake Winnipeg. Fisheries and Oceans Manuscript Rep. No. 1556.

Bühringer, H. 1973. Strahlensensibilität der Regenbogenforelle (Salmo gairdneri) während der Embryonal - und Larvalentwicklung. Arch. Fischereiwiss. 24: 51-63.

Burton, J.D. 1975. Radioactive nuclides in the marine environment. In Chemical oceanography. Vol. 3. 2nd ed. Edited by J.P. Riley and G. Skirrow. Academic Press, London. pp. 91-191.

Cameron, E.M. and Ballantyne, S.B. 1977. Reconnaissance-level geochemical and radiometric exploration data from the vicinity of the Rabbit Lake uranium deposit. Can. Inst. Min. Bull. 70(781): 76-85.

Campbell, P., Dnetry, J., Mordeu, G.W., Elliott, S., Brunskill, G.J., Wagemann, R. and Graham, B.W. 1975. General physical and chemical data for waters and sediments of the Mackenzie and Porcupine watersheds, and rates of transport of dissolved and suspended elements at selected stations, 1971-74, Part 2. Environ. Can. Fish. Mar. Serv. Tech. Rep. No. 556.

Chakrabarti, S., Streisinger, G., Singer, F. and Walker, C. 1983. Frequency of γ-ray induced specific locus and recessive lethal mutations in mature germ cells of the zebrafish, Brachydanio rerio. Genetics 103 (1): 109-123.

Chandorkar, K.R., Szachra Juk, R.B. and Clark, G.M. 1978. Effect of extremely low radiation dosage on synchronized cultures of Chlorella pyrenoidosa. Health Phys. 34: 494-498.

Chatterjee, R.M. 1983. Personal communication. Atomic Energy Control Board, Ottawa, Ontario.

Chee, P.C., Vetter, R.J. and Atchison, G.J. 1979. Effect of dose rate on survival time in the fathead minnow, Pimephales promelas. Radiat. Res. 77: 98-102.

Cherry, R.D., Higgo, J.J.W. and Fowler, S.W. 1978. Zooplankton fecal pellets and element residence times in the ocean. Nature (London) 274: 246-248.

Chipman, W. and Thommeret, J. 1970. Manganese content and the occurrence of fallout $^{54}Mn$ in some marine benthos of the Mediterranean. Bull. Inst. Oceanogr. Monaco 69 (1402): 15.

Chung, Y. 1973. Excess radon in the Santa Barbara Basin. Earth Planet. Sci. Lett. 17: 319-323.

Chung, Y. and Craig, H. 1972. Excess-radon and the temperature profiles from the eastern equatorial Pacific. Earth Planet. Sci. Lett. 14: 55-64.

Chung, Y. and Craig, H. 1973. Radium-226 in the eastern equatorial Pacific. Earth Planet. Sci. Lett. 17: 306-318.

Chung, Y., Craig, H., Ku, T.L., Goddard, J. and Broecker, W.S. 1974. Radium-226 measurements from three GEOSECS intercalibration stations. Earth Planet. Sci. Lett. 23: 116-124.

Cleaves, E.T., Godfrey, A.E. and Bricker, O.P. 1970. Geochemical mass balance of a small watershed and its geomorphic implications. Geol. Soc. Am. Bull. 81: 3015-3032.

Cleveland, J.M. and Rees, T.F. 1976. Investigation of solubilization of plutonium and americium in soil by natural humic compounds. Environ. Sci. Tech. 10(8): 802-806.

Cochran, J.K. and Krishnaswami, S. 1980. Radium, thorium, uranium and $^{210}Pb$ in deep-sea sediments and sediment pore waters from the North Equatorial Pacific. Am. J. Sci. 280: 849-889.

Cooley, J.L. 1973a. Effects of temperature and chronic irradiation on populations of the aquatic snail Physa heterostropha. In Radionuclides in ecosystems. Proc. 3rd Natl. Symp. Radioecology. Edited by D.J. Nelson. U.S. AEC Tech. Inf. Cent., Oak Ridge Natl. Lab., Oak Ridge, Tennessee. CONF-710501-P2. pp. 585-590.

Cooley, J.L. 1973b. Effects of chronic environmental radiation on a natural population of the aquatic snail Physa heterostropha. Radiat. Res. 54(1): 130-140.

Cooley, J.L. and Miller, F.L., Jr. 1971. Effects of chronic irradiation on laboratory populations of the aquatic snail Physa heterostropha. Radiat. Res. 47: 716-724.

Cooley, J.L. and Nelson, D.J. 1970. Effects of chronic irradiation and temperature on populations of the aquatic snail Physa heterostropha (thesis). Oak Ridge Natl. Lab., Oak Ridge, Tennessee. ORNL-4612. 71 pp.

Cooper, E.L. and McHugh, J.O. 1980. Studies of the behaviour of actinides in the environment. In Progress Report: Health Sciences Division, CRNL. Atomic Energy of Canada Ltd. Publ. AECL-6955. pp. 43-44.

Cosgrove, G.E. and Blaylock, B.G. 1973. Acute and chronic irradiation effects in mosquito fish at 15 or 25°C. In Radionuclides in ecosystems. Proc. 3rd Natl. Symp. Radioecology. Edited by D.J. Nelson. U.S. AEC Tech. Inf. Cent., Oak Ridge Natl. Lab., Oak Ridge, Tennessee. CONF-710501-P2. pp. 579-584.

Cosgrove, G.E., Blaylock, B.G., Ulrickson, G.V. and Coham, P.C. 1975. In Pathology of fishes. Edited by W.E. Ribelin and G. Migaki. The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin. pp. 463-476.

Cowart, J.B. and Osmond, J.K. 1974. $^{234}U$ and $^{238}U$ in the Carrizo Sandstone Aquifer of South Texas. Proc. Symp. Isotope Techniques in Groundwater Hydrology. International Atomic Energy Agency, Vienna. IAEA-SM-182/35. pp. 131-149.

Cowart, J.B., Kaufman, M.I. and Osmond, J.K. 1978. Uranium isotope variations in groundwaters of the Floridan Aquifer and Boulder zone of South Florida. J. Hydrol. 36: 161-172.

Craig, H., Krishnaswami, S. and Somayajulu, B.L.K. 1973. $^{210}Pb$-$^{226}Ra$: Radioactive disequilibrium in the deep sea. Earth Planet. Sci. Lett. 17: 295-305.

Cranston, R.E. and Murray, J.W. 1978. The determination of chromium species in natural waters. Anal. Chim. Acta 99: 275-282.

Crozaz, G. 1967. Datation des glaciers par le plomb-210. In Radioactive dating and methods of low-level counting. International Atomic Energy Agency, Vienna. IAEA-SM-87/2. pp. 385-393.

Cutshall, N.H., Larsen, I.L. and Nichols, M.M. 1981. Man-made radionuclides confirm rapid burial of Kepone in James River sediments. Science 213: 440-442.

Davis, R. and Schaeffer, O. 1955. Chlorine-36 in nature. Ann. N.Y. Acad. Sci. 62: 107-121.

Deese, D.A. 1977. Seabed emplacement and political reality. Oceanus 20: 47-63.

Dhanpat, R. and Serne, R.J. 1977. Pu activities in soil solutions and the stability and formation of selected Pu minerals. J. Environ. Qual. 6(1): 89-95.

Dhanpat, R., Serne, R.J. and Swanson, J.L. 1980. Solution species of Pu in the environment. J. Environ. Qual. 9(3): 417-420.

Dockins, K.O., Bainbridge, A.E., Houtermans, J.C. and Suess, H.E. 1967. Tritium in the mixed layer of the North Pacific Ocean. In Radioactive dating and methods of low-level counting. International Atomic Energy Agency, Vienna. IAEA-SM-87/54. pp. 129-141.

Doholyan, V.K., Kostrov, B.P. and Bityutskaya, G.S. 1973. Accumulation of $^{90}Sr$, $^{90}Y$, and the effect of those elements dissolved in water on embryonic development of some fish species in the Caspian Sea. In Radioecology of aquatic organisms. Vol. 3. The effect of ionizing radiation on water organisms. Edited by G. Andrushaitis. Latvian SSR Academy of Sciences, Institute of Biology, Riga. pp. 36-44. (In Russian with English summary.)

Donaldson, L.R. 1970. Low-level chronic irradiation of salmon. Annual Progress Report, U.S. Atomic Energy Commission Rep. No. RLO-2225-T2-1.

Donaldson, L.R. and Bonham, K. 1964. Effects of low-level chronic irradiation of Chinook and Coho salmon eggs and alevins. Trans. Am. Fish. Soc. 93: 333-341.

Donaldson, L.R. and Bonham, K. 1970. Effects of chronic exposure of Chinook salmon eggs and alevins to gamma irradiation. Trans. Am. Fish. Soc. 99(1): 112-119.

Durham, R.W. and Joshi, S.R. 1979. Radionuclide concentrations in two sewage treatment plants on western Lake Ontario, Canada. J. Radioanal. Chem. 54: 367-370.

Durham, R.W. and Joshi, S.R. 1980. The $^{210}Pb$ and $^{137}Cs$ profiles from Lakes Matagami and Quevillon, NW Quebec, Canada. Can. J. Earth Sci. 17: 1746-1750.

Durham, R.W. and Joshi, S.R. 1981. Concentrations of radionuclides in Lake Ontario water from measurements on water treatment plant sludges. Water Res. 15: 83-86.

Durham, R.W., Joshi, S.R. and Allen, R.J. 1980. Radioactive dating of sediment cores from four contiguous lakes in Saskatchewan, Canada. Sci. Total Environ. 15: 65-71.

Durham, R.W., Livermore, S., Kokotich, E.A. and Fitzgerald, J.A. 1982. Great Lakes radiological surveillance - 1981. National Water Research Institute, Environment Canada. 13 pp.

Durum, W.H., Heide, G. and Tison, L.J. 1960. Worldwide runoff of dissolved solids. Int. Assoc. Sci. Hydrol. Publ. 51: 618-628.

Duursma, E.K. 1972. Geochemical aspects and applications of radionuclides in the sea. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. 10: 137-223.

Duursma, E.K. and Bosch, C.J. 1970. Theoretical, experimental, and field studies concerning molecular diffusion of radioisotopes in sediments and suspended solid particles of the sea. Part B. Methods and experiments. Neth. J. Sea Res. 4(4): 395-469.

Duursma, E.K. and Gross, M.G. 1971. Marine sediments and radioactivity. In Radioactivity in the marine environment. U.S. Natl. Acad. Sci., N.R.C., Washington, D.C. pp. 147-160.

Duursma, E.K. and Hoede, C. 1967. Theoretical, experimental, and field studies concerning molecular diffusion of radioisotopes in sediments and suspended solid particles of the sea. Part A. Theories and mathematical calculations. Neth. J. Sea Res. 3(3): 423-457.

Dyck, W. 1974. Geochemical studies on the surficial environment of the Beaverlodge area, Saskatchewan, Parts A and B. In Geochem. Expl., Can. Inst. Min. Bull. Spec. VII. pp. 133-150.

Dyck, W., Chatterjee, A.K., Gemmell, D.E. and Murricane, K. 1976. Well water trace element reconnaissance, eastern Maritime Canada. J. Geochem. Explor. 6: 139-162.

Dymond, J. 1969. Age determinations of deep-sea sediments: a comparison of three methods. Earth Planet. Sci. Lett. 6: 9-14.

Edgington, D.N. and Robbins, J.A. 1975. The behavior of Pu and other long-lived radionuclides in Lake Michigan. In Impacts of nuclear releases into the aquatic environment. International Atomic Energy Agency, Vienna. IAEA-SM-198/40. pp. 245-260.

Edgington, D.N., Wahlgren, M.A. and Marshall, J.S. 1976. The behavior of plutonium in aquatic ecosystems: a summary of studies on the Great Lakes. In Environmental toxicity of aquatic radionuclides: models and mechanisms. Edited by M.W. Miller and J.N. Stannard. Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor, Michigan.

Egami, N. 1969. Kinetics of recovery from injury after whole-body X-irradiation of the fish Oryzias latipes at different temperatures. Radiat. Res. 37: 192-201.

Egami, N. 1979. Effects of radioactive nuclides on the reproduction of aquatic organisms. In Proc. 6th Int. Congr. Radiat. Res. Edited by S. Okada, M. Imamura, T. Terasima and H. Yamaguchi. Jpn. Assoc. Radiat. Res., Tokyo. pp. 958-965.

Egami, N. and Etoh, H. 1966. Effect of temperature on the rate of recovery from radiation-induced damage in the fish Oryzias latipes. Radiat. Res. 27: 630-637.

Egami, N. and Hama, A. 1975. Dose-rate effects on the hatchability of irradiated embryos of the fish Oryzias latipes. Int. J. Radiat. Biol. 28(3): 273-278.

Egami, N. and Hyodo-Taguchi, Y. 1973. Dominant lethal mutation rate in the fish, Oryzias latipes, irradiated at various stages of gametogenesis. In Genetics and mutagenesis of fish. Edited by J.H. Schröder. Springer-Verlag, Berlin and New York. pp. 75-81.

Egami, N. and Ijiri, K. 1979. Effects of irradiation on germ cells and embryonic development in teleosts. Int. Rev. Cytol. 59: 195-248.

Egami, N., Hyodo-Taguchi, Y. and Etoh, H. 1967. Recovery from radiation effects in organized cell populations in fish at different temperatures. Proc. Int. Conf. Radiat. Biol. Cancer, Kyoto (1966). Radiation Society of Japan. pp. 117-123.

Egami, N., Etoh, H., Hyodo-Taguchi, Y., Tanaka, Y. and Yoshimura, N. 1970. Effects of radioactive effluent on fisheries propagation. Unpublished report on the influence of low concentrations of radionuclides in water on aquatic organisms. Nuclear Safety Research Association of Japan. (In Japanese.) Cited in IAEA 1976.

Eisenbud, M. 1973. Environmental radioactivity. 2nd ed. Academic Press, New York.

Elliot, S.E.M., Burns-Flett, C., Hesslein, R.H., Brunskill, G.J. and Lutz, A. 1981. $^{137}Cs$, $^{226}Ra$, $^{40}K$ and selected stable elements in fish populations from Great Slave Lake (N.W.T.), Louis Lake (Sask.), Lake Winnipeg (Manitoba), and Experimental Lakes Area (Ontario). Can. Fish. Aquat. Sci. Data Rep. 293. 20 pp.

Elsinger, R.J. and Moore, W.S. 1980. $^{226}Ra$ behaviour in the Pee Dee River - Winyah Bay estuary. Earth Planet. Sci. Lett. 48: 239-249.

Emerson, S. 1975. Gas exchange rates in small Canadian Shield lakes. Limnol. Oceanogr. 20(5): 754-761.

Emerson, S. and Hesslein, R. 1973. Distribution and uptake of artificially introduced radium-226 in a small lake. J. Fish. Res. Board Can. 30(10): 1485-1490.

Emerson, S., Broecker, W.J. and Schindler, D.W. 1973. Gas exchange rates in a small lake as determined by the radon method. J. Fish. Res. Board Can. 30(10): 1475-1484.

Emery, R.M. and McShane, M.C. 1980. Nuclear waste ponds and streams on the Hanford site: An ecological search for radiation effects. Health Phys. 38: 787-809.

Engel, D.W. 1967. Effect of single and continuous exposures of gamma radiation on the survival and growth of the blue crab, Callinectes sapidus. Radiat. Res. 32: 685-691.

Engel, D.W. 1979. Experimental approaches to demonstrate the interactions of radiation with other environmental stresses. In Methodology for assessing impacts of radioactivity on aquatic ecosystems. International Atomic Energy Agency, Vienna. IAEA Tech. Rep. Ser. 190. pp. 301-316.

Environment Canada. 1977-1978. Canada Water Year Book. Environment Canada, Ottawa, Ontario.

Environment Canada. 1979. Draft Report, January 15, 1979. APCD Fuels Division.

EPA. 1979. Radiological impact caused by emissions of radionuclides into the air in the U.S. Preliminary report by the U.S. Environmental Protection Agency. Rep. EPA 520/7-79-006.

Erickson, R.C. 1973. Effects of chronic irradiation by tritiated water on Poecilia reticulata, the guppy. In Radionuclides in ecosystems. Proc. 3rd Natl. Symp. Radioecology. Edited by D.J. Nelson. U.S. AEC Tech. Inf. Cent., Oak Ridge Natl. Lab., Oak Ridge, Tennessee. CONF-710501. pp. 1091-1099.

Etoh, H. and Egami, N. 1965. Effect of temperature on survival period of the fish Oryzias latipes, following irradiation with different X-ray doses. Annot. Zool. Jpn. 38(3): 114-121.

Etoh, H. and Egami, N. 1967. Damage accumulation and recovery in the fish Oryzias latipes exposed to fractionated or protracted radiation at different temperatures. Radiat. Res. 32: 884-891.

Evans, R.D. and Rigler, F.H. 1980. Measurement of whole lake sediment accumulation and phosphorus retention using $^{210}Pb$ dating. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 817-822.

Farmer, J.G. 1978. Lead concentration profiles in lead-210 dated Lake Ontario sediment cores. Sci. Total Environ. 10: 117-127.

Ferens, C. and Beyers, R. 1972. Studies of a simple laboratory microecosystem: effects of stress. Ecology 53(4): 709-713.

Fisher, J.B., Lick, W.J., McCall, P.L. and Robbins, J.A. 1980. Vertical mixing of lake sediments by tubificid oligochaetes. J. Geophys. Res. 85(C7): 3997-4006.

Flett, R. 1980. Unpublished data. 9-30 Baylor Avenue, Winnipeg, Manitoba.

Folsom, T.R. and Beasley, R.M. 1973. Contribution from the alpha emitter, polonium-210, to the natural radiation environment of the marine organisms. In Radioactive contamination of the marine environment. International Atomic Energy Agency, Vienna. pp. 625-632.

Folsom, T.R. and Harley, J.H. 1957. Comparison of some natural radiation received by selected organisms. The effect of atomic radiation on oceanography and fisheries. NAS/NRC Publ. 551. pp. 28-33.

Folsom, T.R. and Young, D.R. 1965. Silver-110m and Co-60 in oceanic and coastal organisms. Nature (London) 206: 803-806.

Folsom, T.R., Young, D.R., Johnson, J.N. and Pillai, K.C. 1963. Manganese-54 and zinc-65 in coastal organisms of California. Nature (London) 200: 327-329.

Forster, W.O. and Robertson, D. 1969. In Prog. Rep. Ref. 69-9. Edited by W.O. Forster. Dept. of Oceanography, Oregon State Univ., Corvallis, Oregon. pp. 67-70.

Fowler, S.W. 1977. Trace elements in zooplankton particulate products. Nature (London) 269: 51-53.

Fowler, S.W. and Small, L.E. 1967. Moulting of Euphausia pacifica as a possible mechanism for vertical transport of zinc-65 in the sea. Int. J. Oceanol. Limnol. 1: 237.

Francis, C.W. and Brinkley, F.S. 1976. Preferential adsorption of $^{137}Cs$ to micaceous minerals in contaminated freshwater sediment. Nature (London) 260: 511-513.

Frank, M.L. 1973. Sensitivity of carp (Cyprinus carpio) embryos to acute gamma radiation. In Radionuclides in ecosystems. Proc. 3rd Natl. Symp. Radioecology. Edited by D.J. Nelson. U.S. AEC Tech. Inf. Cent., Oak Ridge Natl. Lab., Oak Ridge, Tennessee. CONF-710501-P2. pp. 1106-1112.

Freke, A.M. 1967. A model for the approximate calculation of safe rates of discharge of radioactive wastes into marine environments. Health Phys. 13(7): 743-758.

Fried, S., Friedman, A.M., Atcher, R. and Hines, J. 1977. Retention of plutonium and americium by rock. Science 196: 1087-1089.

Frosch, R.A. 1977. Disposing of high-level radioactive waste. Oceanus 20: 4-17.

Frost, S.E. and Roake, A.F. 1979. The management of uranium refining wastes. Paper presented at CNA Symposium on the Management of Radioactive Wastes in Canada. April 10-11, Toronto.

Fukai, R. 1967. Valency state of chromium in seawater. Nature (London) 213: 901.

Fukai, R.L. and Huynh-Ngoc, L. 1968. Studies on the chemical behavior of radionuclides in sea-water. 1. General considerations and study of precipitation of trace amounts of chromium, manganese, iron, cobalt, zinc and cerium. In Radioactivity in the sea (Monaco), No. 22. 26 pp.

Garrels, R.M., Mackenzie, F.T. and Hunt, C. 1975. Chemical cycles and the global environment. W. Kaufman Inc., Los Altos, California. ISBN 0-913232-29-7.

Gibbs, R.J. 1972. Water chemistry of the Amazon River. Geochim. Cosmochim. Acta 36: 1061-1066.

Gieseking, J. (Editor.) 1975. Soil components. Vol. 1. Springer-Verlag, New York. 402 pp.

Giesy, J.P., Jr. and Briese, L. 1977. Metals associated with organic carbon extracted from Okeefenokee swamp water. Chem. Geol. 20: 109-120.

Giesy, J.P., Jr. and Briese, L.A. 1978a. Trace metal transport by particulates and organic carbon in two South Carolina streams. Verh. Int. Verein. Limnol. 20: 1401-1417.

Giesy, J.P., Jr. and Briese, L.A. 1978b. Metal binding capacity of selected Maine surface waters. Environ. Geol. 2(5): 257-268.

Giesy, J.P., Jr. and Briese, L.A. 1980. Metal binding capacity of northern European surface waters for Cd, Cu, and Pb. Org. Geochem. 2: 57-67.

Giesy, J.P., Jr. and Paine, D. 1977. Effects of naturally occurring aquatic organic fractions on $^{241}Am$ uptake by Scenedesmus obliquus (Chlorophyceae) and Aeromonas hydrophila (Pseudomonadaceae). Appl. Environ. Microbiol. 33(1): 89-96.

Giesy, J.P., Jr., Paine, D. and Hersloff, L.W. 1977. Effect of naturally occurring organics on plutonium-237 uptake by algae and bacteria. In Transuranics in natural environments. Edited by M.G. White and P.B. Dunaway. Las Vegas, Nevada. NVO-178. pp. 531-543.

Gileva, E.A., Timofeeva, N.A. and Timofeev-Resovskii, N.V. 1964. Influence of chronic gamma irradiation on the biomass of freshwater algal periphyton. Dokl. Akad. Nauk. SSSR Ser. Biol. 156: 455-456. (Doklady (biol.) 156(1-6): 393-394, English translation.)

Gjessing, E.T. 1976. Physical and chemical characteristics of aquatic humus. Ann Arbor Sciences Publishers, Ann Arbor, Michigan. 490 pp.

Godward, M.B.E. 1962. Invisible radiations. In Physiology and biochemistry of algae. Edited by A.R. Lewin. Academic Press, New York. p. 551.

Goldberg, E.D. 1963. Geochronology with lead-210. In Radioactive dating. Proc. Symp. Radioactive Dating, 1962. International Atomic Energy Agency, Vienna, pp. 121-130.

Goldberg, E.D. 1965. Minor elements in sea water. In Chemical oceanography. Vol. 1. Edited by J.P. Riley and G. Skirrow. Academic Press, London. pp. 163-196.

Goldberg, E.D. 1971. Atmospheric dust, the sedimentary cycle and man. Contrib. Earth Sci. Geophys. 1: 117-132.

Goldberg, E.D., Broecker, W.S., Gross, M.G. and Turekian, K.K. 1971. Marine chemistry. In Radioactivity in the marine environment. National Academy of Sciences, Washington, D.C. ISBN 0-309-01865-X. pp. 136-146.

Gorham, E. and Hofstetter, R.H. 1971. Penetration of bog peats and lake sediments by tritium from atmospheric fallout. Ecology 52(5): 898-902.

Grisak, G.E. and Jackson, R.E. 1978. An appraisal of the hydrogeological processes involved in shallow subsurface radioactive waste management in Canadian terrain. Fish. Environ. Can., Inland Waters, Sci. Ser. No. 84. 194 pp.

Gros, C.M. and Block, J. 1957. Influence de la temperature sur la survie d'un poisson Carassius carassius (L.) aprēs irradiation totale. C.R. Soc. Biol. 151: 602-604.

Gros, C.M., Keiling, R., Bloch, J. and Villain, J.P. 1958. Combined effects of cold and X rays on fish. (In Italian.) Radiobiol. Lat. 1: 361-375. (See Nucl. Sci. Abstr. 13(20): 17738.)

Gross, M.G. 1966. Distribution of radioactive marine sediment derived from the Columbia River. J. Geophys. Res. 71: 2017-2021.

Gross, M.G. 1969. Movement of near-bottom waters on the Continental Shelf off the northwestern U.S. J. Geophys. Res. 74: 7044-7047.

Gross, M.G., Clifford, A. and Riel, G.K. 1965. Radioactivity of the Columbia River effluent. Science 149: 1088-1090.

Gruneberg, H. 1964. Genetical research in an area of high natural radioactivity in South India. Nature (London) 204: 222-224.

GSC. 1970-1980. Open files and papers. Department of Energy, Mines and Resources, Geological Survey of Canada, 588 Booth Street, Ottawa, Ontario.

Gummer, W.K., Campbell, F.R., Knight, G.B. and Ricard, J.L. 1980. Cosmos 954: The occurrence and nature of recovered debris. AECB Rep. INFO-0006. 60 pp.

Guthrie, J.E. and Acres, O. 1980. Personal communication. Atomic Energy of Canada Ltd., Pinawa, Manitoba.

Guthrie, J.E. and Brust, R.A. 1971. Sterilization of Aedes aegypti (L.) as a result of chronic exposure to low doses of beta radiation. Nature (London) 232: 345-346.

Guthrie, J.E. and Brust, R.A. 1973. Effects of chronic radiation exposure on mosquitoes. I. Effects of rearing in $^{90}Sr + ^{90}Y$ solutions. In Radionuclides in ecosystems. Proc. 3rd Natl. Symp. Radioecology. Edited by D.J. Nelson. U.S. AEC Tech. Inf. Cent., Oak Ridge Natl. Lab., Oak Ridge, Tennessee. CONF-710501. pp. 1174-1178.

Guthrie, J.E. and Grummitt, W.E. 1963a. Radioactivity in precipitation collected at CRNL and NPD. Atomic Energy Canada Publ. AECL-1863.

Hallopeau, C. 1969. Growth and reproduction of Artemia salina in the presence of fission products. Bull. Mus. Nat. Hist. Natur. (Paris) 41: 1238-1243. (In French.)

Hammond, D.E., Simpson, H.J. and Mathieu, G. 1975. Methane and radon-222 as tracers for mechanisms of exchange across the sediment-water interface in the Hudson River Estuary. In Marine chemistry in the coastal environment. ACS Symp. Ser. No. 18. pp. 119-132.

Hardy, E.P., Krey, P.W. and Volchok, H.L. 1973. Global inventory and distribution of fallout plutonium. Nature (London) 241: 444-445.

Harley, J.H. 1975. Transuranium elements on land. Health and Safety Laboratory Environmental Quarterly, U.S. Energy and Research Development Administration, New York. HASL-291. pp. I-104-I-109.

Harley, N., Fisenne, I., Ong, L.D. and Harley, J.H. 1965. Health and Safety Laboratory, Fallout Program, Quarterly Summary Report HASL-164-251.

Harrison, R.M. and Lazen, D.P.H. 1980. Physicochemical speciation of lead in drinking water. Nature (London) 286: 791-793.

HASL. 1977. Appendix to Environmental Measurements Laboratory Environmental Quarterly, Health and Safety Laboratory, HASL-315 Appendix UC-11.

HASL. 1980. Appendix to Environmental Measurements Laboratory Environmental Quarterly, Health and Safety Laboratory, EML-374 Appendix UC-11.

Havlik, B. 1970. $^{226}Ra$ content of water and plankton from the Chalk River area. Atomic Energy Canada Publ. AECL-3687.

Havlik, B. and Robertson, E. 1973. Radium uptake by fresh-water algae. In Radionuclides in ecosystems. Proc. 3rd Natl. Symp. Radioecology. Edited by D.J. Nelson. U.S. AEC Tech. Inf. Cent., Oak Ridge Natl. Lab., Oak Ridge, Tennessee. CONF-710501. pp. 372-380.

Health and Welfare Canada. 1979. Environmental radioactivity in Canada. July-December 1978. Environmental Health Directorate, Health Protection Branch, Department of National Health and Welfare, Ottawa. 79-EHD-38, June 1979.

Heath, G.R. 1977. Barriers to radioactive waste migration. Oceanus 20: 26-30.

Hershberger, W.L., Bonham, K. and Donaldson, L.R. 1978. Chronic exposure of Chinook salmon eggs and alevins to gamma radiation: effects of their return to freshwater as adults. Trans. Am. Fish. Soc. 107(4): 622-631.

Hesslein, R.H. 1980. Personal communication. Freshwater Institute, 501 University Crescent, Winnipeg, Manitoba.

Hesslein, R.H., Broecker, W.S., Quay, P.D. and Schindler, D.W. 1980a. Whole lake radiocarbon experiment in an oligotrophic lake at the Experimental Lakes Area, NW Ontario. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37(3): 454-463.

Hesslein, R.H., Broecker, W.S. and Schindler, D.W. 1980b. Fates of metal radiotracers added to a whole lake: sediment-water interactions. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37(3): 378-386.

Hessler, R.R. and Jumars, P.A. 1977. Abyssal communities and radioactive waste disposal. Oceanus 20: 41-46.

Hetherington, J., Jeffries, D., Michell, N., Pentreath, R. and Woodhead, D. 1976. Environmental and public health consequences of the controlled disposal of transuranic elements to the marine environment. In Transuranium nuclides in the environment. International Atomic Energy Agency, Vienna. IAEA-SM-199. pp. 139-154.

Hevesy, G.V., Lockner, D. and Sletten, K. 1964. On the radiation sensitivity of extramedullary hematopoiesis. Med. Welt 10: 455-460. (In German.)

Higgo, J.J.W., Cherry, R.D., Heyraud, M. and Fowler, S.W. 1977. Rapid removal of plutonium from the oceanic surface layer by zooplankton faecal pellets. Nature (London) 266: 623-624.

Hogdahl, O., Melsom, S. and Bowen, V.T. 1968. Trace inorganics in waters. Adv. Chem. Serv. 73: 308-325.

Holeman, J.N. 1968. The sediment yield of major rivers of the world. Water Resour. Res. 4(4): 737-747.

Hollister, C.D. 1977. The seabed option. Oceanus 20: 18-25.

Hollister, C.D., Anderson, D.R. and Heath, G.R. 1981. Subseabed disposal of nuclear wastes. Science 213: 1321-1326.

Holm, E., Ballestra, S., Fukai, R. and Beasley, T.M. 1980. Particulate plutonium and americium in Mediterranean surface waters. Oceanolog. Acta 3: 157-160.

Holtzmann, R.B. 1969. Concentrations of the naturally-occurring radionuclides $^{226}Ra$, $^{210}Pb$ and $^{210}Po$ in aquatic fauna. In Proc. 2nd Natl. Symp. Radioecology. Edited by D.J. Nelson and F.C. Evans. U.S. AEC Tech. Inf. Cent., Oak Ridge Natl. Lab., Oak Ridge, Tennessee. CONF-670503. pp. 535-546.

Hood, D.W. 1966. The chemistry and analysis of trace metals in sea water. Texas A&M University, Ref. No. 66-2F. 105 pp.

Hoppenheit, M., Murray, C.N. and Woodhead, D.S. 1980. Uptake and effects of americium-241 on a brackish-water amphipod. Helg. Meer. 33: 138-152.

Horvath, F.J. 1980. Personal communication. Atomic Energy Control Board, Ottawa, Ontario.

Howard, A. and Corvie, F.G. 1978. Induced resistance in Closterium: indirect evidence for the induction of repair enzyme. Radiat. Res. 75: 607-616.

Howieson, J. 1979. The long-term management of uranium mine/mill tailings. Department of Energy, Mines and Resources, 588 Booth Street, Ottawa, Ontario. Uncirculated EMR Draft Rep., EP79.

Hrubec, J. and van Delft, W. 1981. Behavior of nitrilotriacetic acid during groundwater recharge. Water Res. 15: 121-128.

Hydes, D.J. 1977. Dissolved aluminium concentration in sea water. Nature (London) 268: 136-137.

Hyodo, Y. 1965. Development of intestinal damage after X-irradiation and $^{3}H$-thymidine incorporation into intestinal epithelial cells of irradiated goldfish, Carassius auratus, at different temperatures. Radiat. Res. 26(3): 383-394.

IAEA. 1976. Effects of ionizing radiation on aquatic organisms and ecosystems. International Atomic Energy Agency, Vienna. IAEA Tech. Rep. Ser. No. 172. 131 pp.

IAEA. 1978. The IAEA revised definition and recommendations of 1978 concerning radioactive wastes and other radioactive matter referred to in Annexes I and II to the Convention. International Atomic Energy Agency, Vienna. INFCIRC/205/Add.1/Rev. 1. 25 pp.

IAEA. 1979. Methodology for assessing impacts of radioactivity on aquatic ecosystems. International Atomic Energy Agency, Vienna. IAEA Tech. Rep. Ser. 190. pp. 15-16.

Ichikawa, R. and Suyama, I. 1974. Effects of tritiated water on the embryonic development of two marine teleosts. Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish. 40: 819-824.

IJC. 1979. Great Lakes Water Quality. Seventh Annual Report. Great Lakes Water Quality Board, International Joint Commission. Radioactivity Subcommittee Report, July 1979. Windsor, Ontario. Appendix D. 98 pp.

Ishiyama, T. and Matsumura, T. 1977. Effect of organic matter on the behavior of radioactive ruthenium in the aquatic environment. I. A complex formed by the reaction of $(RuCl_3(H_2O)_2NO)$ with glycine. Annu. Rep. Radiat. Cent. Osaka Prefect. 18: 21-23.

Jackson, K.S., Jonasson, I.R. and Skippen, G.B. 1978. The nature of metals - sediment-water interactions in freshwater bodies, with emphasis on the role of organic matter. Earth Sci. Rev. 14: 97-146.

Jackson, R.E. and Inch, K.J. 1980. Hydrogeochemical processes affecting the migration of radionuclides in a fluvial sand aquifer at the Chalk River Nuclear Laboratories. Environ. Can. Inland Waters, NHRI Pap. No. 7, Sci. Ser. No. 104. 58 pp.

Jackson, T.A. 1979. Relationships between the properties of heavy metals and their biogeochemical behavior in lakes and river-lake systems. Proc. Int. Conf. Management and Control of Heavy Metals in the Environment, London. CEP Consultants Ltd., Edinburgh, Scotland. pp. 457-460.

Jackson, T.A., Kipphut, G., Hesslein, R.H. and Schindler, D.W. 1980. Experimental study of trace metal chemistry in soft-water lakes at different pH levels. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37(3): 387-402.

James F. MacLaren Ltd. 1978. Environmental assessment of the proposed Elliot Lake uranium mines expansion. (In response to Order-in-Council 2681/76 of Environmental Assessment Board of Ontario.)

Jaworowski, Z. 1969. Radioactive lead in the environment and in the human body. At. Energy Rev. 7: 3-45.

Jenkins, C.E. 1969. Radionuclide distribution in Pacific salmon. Health Phys. 17: 507.

Jenkins, W.J. and Clarke, W.B. 1976. The distribution of $^{3}He$ in the western Atlantic Ocean. Deep Sea Res. 23: 481-494.

Jenkins, W.J. and Rhines, P.B. 1980. Tritium in the deep North Atlantic Ocean. Nature (London) 268: 877-880.

Jennings, C.D. 1968. Iron-55 in Pacific Ocean organisms. Thesis, Oregon State Univ., Corvallis, Oregon. 89 pp.

Jennings, C.D. and Osterberg, C. 1969. Sediment radioactivity in the Columbia River estuary. In Proc. 2nd Natl. Symp. Radioecology. Edited by D.J. Nelson and F.C. Evans. U.S. AEC Tech. Inf. Cent., Oak Ridge Natl. Lab., Oak Ridge, Tennessee. pp. 300-306.

Jinks, S.M. and Wrenn, M.E. 1976. Radiocesium transport in the Hudson River estuary. In Environmental toxicity of aquatic radionuclides. Edited by M.W. Miller and J.N. Stannard. Ann Arbor Sci. Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. Chap. 11. pp. 207-227.

Johnson, V., Cutshall, N. and Osterberg, C. 1967. Retention of $^{65}Zn$ by Columbia River sediment. Water Resour. Res. 3: 99-102.

Jones, E.P. and Coote, A.R. 1980. Nutrient distributions in the Canadian archipelago: indicators of summer water mass and flow characteristics. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37(4): 589-599.

Joseph, A.B., Gustafson, P.F., Russell, I.R., Schuert, E.A., Volchok, H.L. and Tamplin, A. 1971. Sources of radioactivity and their characteristics. In Radioactivity in the marine environment. National Academy of Sciences, Washington, D.C. Chaps. 1 and 2.

Kaufman, A. 1969. The distribution of $^{228}Ra$ in the ocean and mixing patterns. Trans. Am. Geophys. Union 50: 349.

Kaufman, A., Trier, R.M., Broecker, W.S. and Feely, H.W. 1973. Distribution of $^{228}Ra$ in the world ocean. J. Geophys. Res. 78: 8827-8848.

Kaufman, G.A. and Beyers, R.J. 1973. Effects of chronic irradiation on the fish, Oryzias latipes. In Radionuclides in ecosystems. Proc. 3rd Natl. Symp. Radioecology. Edited by D.J. Nelson. U.S. AEC Tech. Inf. Cent., Oak Ridge Natl. Lab., Oak Ridge, Tennessee. CONF-710501. pp. 1119-1124.

Kharkar, D.P., Nijampurkar, V.N. and Lal, D. 1966. The global fallout of $Si^{32}$ produced by cosmic rays. Geochim. Cosmochim. Acta 30: 621-631.

Kinne, O. 1963. The effects of temperature and salinity on marine and brackish water animals. I. Temperature. In Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. Edited by H. Barnes. pp. 301-340.

Kipphut, G.W. 1978. An investigation of sedimentary processes in lakes. Ph.D. thesis, Columbia University, New York, N.Y. 179 pp.

Kipphut, G. and Hesslein, R.H. 1979. Unpublished manuscript. Freshwater Institute, 501 University Crescent, Winnipeg, Manitoba.

Knauer, G.A. and Martin, J.H. 1981. Phosphorus-cadmium cycling in northeast Pacific waters. J. Mar. Res. 39: 65-76.

Knauer, G.A., Martin, J.H. and Bruland, K.W. 1979. Fluxes of particulate carbon, nitrogen and phosphorus in the upper water column of the northeast Pacific. Deep Sea Res. 26: 97-108.

Koczy, F.F. 1958. Natural radium as a tracer in the ocean. Proc. 2nd U.N. Int. Conf. Peaceful Uses Atomic Energy 18. p. 351.

Koczy, F.F and Szabo, B.J. 1962. Renewal time of bottom water in the Pacific and Indian Oceans. J. Oceanogr. Soc. Jpn. 20th Anniv. Vol. pp. 590-599.

Koide, M., Goldberg, E.D. and Hodge, V.F. 1980. $^{241}Pu$ and $^{241}Am$ in sediments from coastal basins off California and Mexico. Earth Planet. Sci. Lett. 48: 250-256.

Kokoyama, F., Guichard, F., Reyss, J.L. and Van, N.H. 1978. Oceanic residence times of dissolved beryllium and aluminum deduced from cosmogenic tracers $^{10}Be$ and $^{26}Al$. Science 201: 1016-1017.

Korotkova, G.P. and Tokin, B.P. 1965. Responses of sponges and coelenterates to beta radiation. Radiobiologiya 5: 190-197. (In Russian.)

Korotkova, G.P. and Tokin, B.P. 1969. Stimulation of the processes of somatic embryogenesis in some Porifera and Coelenterata. III. Effect of irradiation on the formative processes in sponges and coelenterata. Acta Biol. Acad. Sci. Hung. 20: 141-152.

Kosheleva, V.V. 1971. Accumulation of radioactive isotopes by the developing eggs of the Atlantic salmon. Tr. Polyar. nauchn.-issled. Proekt. inst. morsk. ryb. khoz. okeanogr. 29: 8-15. (AEC-tr-7418, pp. 7-15.)

Krey, P.W., Hardy, E.P., Pachucki, C., Rourke, F., Coluzza, J. and Benson, W.K. 1976. Mass isotope composition of global fall-out plutonium in soil. In Transuranium nuclides in the environment. International Atomic Energy Agency, Vienna. pp. 671-677.

Krishnaswami, S. and Lal, D. 1972. Manganese nodules and budget of trace solubles in oceans. In The changing chemistry of the oceans. Edited by D. Dyrssen and D. Jagner. Wiley Interscience, New York, and Almquist and Wiksell, Stockholm. pp. 307-320.

Krishnaswami, S. and Lal, D. 1978. Radionuclide limnochronology. In Lakes: Chemistry, geology, physics. Edited by A. Lerman. Springer-Verlag, Heidelberg, Germany. pp. 153-177.

Kronfeld, J. and Adams, J.A.S. 1974. Hydrologic investigations of the ground waters of Central Texas using U-234:U-238 disequilibrium. J. Hydrol. 22: 77-88.

Krumholz, L.A. 1956. Observations on the fish population of a lake contaminated by radioactive wastes. Bull. Am. Mus. Nat. Hist. 110: 227-368.

Ku, T.L., Broecker, W.S. and Opdyke, N. 1968. Comparison of sedimentation rates measured by paleomagnetic and the ionium methods of age determination. Earth Planet. Sci. Lett. 4: 1-16.

Ku, T.L., Li, T.H., Mathieu, G.G. and Wong, H.K. 1970. Radium in the Indian-Antarctic ocean south of Australia. J. Geophys. Res. 75: 5286-5292.

Ku, T.L., Knauss, K.G. and Mathieu, G.G. 1977. Uranium in open ocean: concentration and isotopic composition. Deep Sea Res. 24: 1005-1007.

Kupferman, S.L., Livingston, H.D. and Bowen, V.T. 1979. A mass balance for $^{137}Cs$ and $^{90}Sr$ in the North Atlantic Ocean. J. Mar. Res. 37(1): 157-197.

Kuznetsov, Y.V., Simonyak, Z.N., Lisitsyn, A.P. and Frenklikh, M.S. 1968a. Thorium isotopes ($^{230}Th$, $^{232}Th$) in the surface layer of the Indian Ocean sediments. Geokhimiya 2: 218-227. (Transl. Geochem. Int. 5: 169-177.)

Kuznetsov, Y.V., Simonyak, Z.N., Lisitsyn, A.P. and Frenklikh, M.S. 1968b. Uranium and radium in the surface layer of oceanic sediments. Geochem. Int. 5: 306-313.

Labeyrie, L.D., Livingston, M.D. and Bowen, V.T. 1976. Comparison of the distributions in marine sediments of the fallout derived nuclides $^{55}Fe$ and $^{239+240}Pu$. In Transuranium nuclides in the environment. International Atomic Energy Agency, Vienna. pp. 121-135.

Lai, M.G. and Goya, H.A. 1965. A compendium of radiochemical procedures for the determination of selected fission products in sea water. USNRDL-Tr-912, Cont. At(49-5)-2084, Dept. CFSTI. 39 pp. USNRDL-Tr-924, AT(49-5)-2084. 17 pp.

Lal, D. 1962. Cosmic ray produced radionuclides in the sea. J. Oceanogr. Soc. Jpn. 20th Anniv. Vol. pp. 600-614.

Lal, D. 1969. Characteristics of large-scale oceanic circulation as derived from the distribution of radioactive elements. 2nd Int. Oceanogr. Congr., Moscow, 1966, UNESCO, Sc/NS 67/D, 49/AF. pp. 29-48.

Lal, D. and Peters, B. 1967. Cosmic ray produced radioactivity on the earth. In Encyclopedia of Physics. Vol. 46/2 on Cosmic Rays. Edited by K. Sitte. Springer-Verlag, New York.

Langmuir, D. 1978. Uranium solution-mineral equilibria at low temperatures with applications to sedimentary ore deposits. Geochim. Cosmochim. Acta 42(6): 547-569.

Laws, E.A. 1981. Aquatic pollution. John Wiley & Sons, Inc., New York.

Lebedeva, G.D. and Sinevid, S.G. 1958. The effect of radioactive strontium upon survival and propagation of Daphnia magna. Dokl. Akad. Nauk SSSR 122: 586-588. (In Russian.)

Lerman, A. 1972. $^{90}Sr$ in the Great Lakes: concentration-time model. J. Geophys. Res. 77: 3256-3264.

Lerman, A. and Taniguchi, H. 1973. $^{90}Sr$ and $^{137}Cs$ in water and deep sediments of the Great Lakes. In Radionuclides in ecosystems. Proc. 3rd Natl. Symp. Radioecology. Edited by D.J. Nelson. U.S. AEC Tech. Inf. Cent., Oak Ridge Natl. Lab., Oak Ridge, Tennessee. CONF-710501-P3. pp. 460-464.

Levinson, A.A., Hitcheon, B. and Reeder, S.W. 1969. Major element composition of the Mackenzie River at Norman Wells, N.W.T., Canada. Geochim. Cosmochim. Acta 33: 133-138.

Lewis, D.M. 1976. The geochemistry of Mn, Fe, U, $^{210}Pb$, and major ions in the Susquehanna River. Ph.D. thesis, Yale University, New Haven, Connecticut.

Likens, G.E., Bormann, F.H., Johnson, N.M., Fisher, D.W. and Pierce, R.S. 1970. Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed ecosystem. Ecol. Monogr. 40: 23-47.

Livingston, H.D. and Bowen, V.T. 1976. $^{239}Pu$ and $^{137}Cs$ distribution patterns in coastal sediments of the NW Atlantic Ocean. Paper presented at Symp. Environ. Chem. Cycling Proc., 28-30 April 1976. Augusta, Georgia. Rep. COO-3563-47, COO 2379-10.

Livingston, H.D. and Bowen, V.T. 1979. Pu and $^{137}Cs$ on coastal sediments. Earth Planet. Sci. Lett. 43: 29-45.

Livingstone, D.A. 1963. Chemical composition of rivers and lakes. U.S. Geol. Surv. Prof. Pap. 440-G. 64 pp.

Loevinger, R., Japha, E.M. and Brownell, G.L. 1956. Discrete radioisotope sources. In Radiation dosimetry. Edited by G.J. Hine and G.L. Brownell. Academic Press, New York. pp. 693-800.

Loganathan, P. and Burau, R.G. 1973. Sorption of heavy metal ions by a hydrous manganese oxide. Geochim. Cosmochim. Acta 37(5): 1277-1294.

Long, B.F.N. 1977. Determination of sediment transport rate in the Minas Basin, Nova Scotia: Preliminary results of the first tracer experiment using radioisotopes. Geol. Surv. Can. Pap. 77-1B.

Lowman, F.D., Rice, T.R. and Richards, F. 1971. In Radioactivity in the marine environment. U.S. Natl. Acad. Sci., NRC, Washington, D.C. pp. 161-199.

MacKay, J.R. 1970. Lateral mixing of the Liard and Mackenzie Rivers downstream from their confluence. Can. J. Earth Sci. 7: 111-124.

Mackenzie, F.T. and Stoffyn, M. 1977. Aluminum in seawater: control by biological activity. Science 199: 680-682.

Mangini, A., Sonntag, C., Bertsch, G. and Müller, E. 1979. Evidence for a higher natural uranium content in world rivers. Nature (London) 278: 337-339.

Marshall, J.S. 1962. The effects of continuous gamma radiation on the intrinsic rate of natural increase of Daphnia pulex. Ecology 43(4): 598-607.

Marshall, J.S. 1966. Population dynamics of Daphnia pulex as modified by chronic radiation stress. Ecology 47(4): 561-572.

Marshall, J.S. 1967. Radiation stress in exploited Daphnia populations. Limnol. Oceanogr. 12: 154-158.

Marshall, J.S. 1969. Competition between Daphnia pulex and D. magna as modified by radiation stress. Bull. Ecol. Soc. Am. 50: 67. (Abstr.)

Marshall, J.S., Waller, B.J. and Yaguchi, E.M. 1975. Pu in the Laurentian Great Lakes: food chain relationships. Verh. Int. Verein. Limnol. 19: 323-329.

Martin, J.-M., Nijampurkar, V. and Salvadori, F. 1978. Uranium and thorium isotope behaviour in estuarine systems. In Biogeochemistry of estuarine sediments. UNESCO, Paris. pp. 111-127.

Matthews, M.D. 1973. Flocculation as exemplified in the turbidity maximum of Acharon Channel, Yukon River delta, Alaska. Ph.D. thesis, Northwestern University, Evanston, Illinois. 88 pp.

Mattigod, S.V. and Sposito, G. 1977. Estimated association constants for some complexes of trace metals with inorganic liquids. Soil Sci. Soc. Am. J. 41: 1092-1097.

Mawdesley-Thomas, L.E. and Bonner, W.N. 1970. Uterine tumors in a grey seal (Halichoerus grypus). J. Pathol. 103: 205-208.

McBride, J.P., Moore, R.E., Witherspoon, J.P. and Blanco, R.E. 1978. Radiological impact of airborne effluents of coal and nuclear plants. Science 202 (4372): 1045-1050.

McCave, I.N. 1975. Vertical flux of particles in the ocean. Deep Sea Res. 22: 491-502.

McCorkell, R., Fireman, E.L. and Langway, C.C., Jr. 1967. Aluminum-26 and beryllium-10 in Greenland ice. Science 158: 1690-1692.

McCormick, J.F. and Golley, F.B. 1966. Irradiation of natural vegetation. Health Phys. 12: 1467-1474.

McGregor, J.F. and Newcombe, H.B. 1972. Dose-response relationship for yield of major eye malformations following low doses of radiation to trout sperm. Radiat. Res. 49: 155-169.

McMahon, J.W. 1964. The dispersion of tritium in Perch Lake. Atomic Energy Canada Ltd. Publ. AECL-1889.

McMahon, J.W. 1966. Physical and chemical conditions in Perch Lake. Atomic Energy Canada Ltd. Publ. AECL-2831.

Meade, R.H. 1972. Transport and deposition of sediments in estuaries. In The environmental framework of coastal plain estuaries. Edited by B.W. Nelson. Geol. Soc. Am. Mem. 133: 91-120.

Means, J.L., Crerar, D.A. and Amster, J.L. 1977. Application of gel filtration chromatography to evaluation of organometallic interactions in natural waters. Limnol. Oceanogr. 22(5): 957-965.

Means, J.L., Crerar, D.A., Borcsik, M.P. and Duguid, J.O. 1978a. Adsorption of Co and selected actinides by Mn and Fe oxides in soils and sediments. Geochim. Cosmochim. Acta 42(12): 1763-1774.

Means, J.L., Crerar, D.A. and Duguid, J.O. 1978b. Migration of radioactive wastes: radionuclide mobilization by complexing agents. Science 200: 1477-1481.

Mericle, L.W. and Mericle, R.P. 1965. Reassessing the biological role of background terrestrial radiation as a constituent of the natural environment. Health Phys. 11: 1607-1620.

Merrill, J.R., Lyden, E.F.X., Honda, M. and Arnold, J.R. 1960. The sedimentary geochemistry of the beryllium isotopes. Geochim. Cosmochim. Acta 18: 108-129.

Merritt, W.F. 1962. Routine measurements of groundwater velocity using $^{35}S$. Health Phys. 8: 185-189.

Merritt, W.F. 1975. Variation in trace element concentrations along the length of the Ottawa River. Can. J. Earth Sci. 12(5): 850-857.

Merritt, W.F. 1980. Personal communication. Chalk River Nuclear Laboratories, Atomic Energy of Canada Ltd., Chalk River, Ontario.

Merritt, W.F. and Mawson, C.A. 1973. Retention of radionuclides deposited in the Chalk River Nuclear Laboratories waste management areas. Atomic Energy Canada Ltd. Publ. AECL-4510.

Meybeck, M. and Carbonnel, J.P. 1975. Chemical transport by the Mekong River. Nature (London) 255: 134-136.

Michel, M.L. 1976. Tritium inventories of the world oceans and their implications. Nature (London) 263: 103-106.

Migalovskaya, V.N. 1973. Chronic effect of strontium-90 + yttrium-90 on the frequency of chromosomal aberrations in the embryonal cells of the Atlantic salmon. In Effects of ionizing radiation on the organism. Edited by B.P. Sorokin. U.S. Atomic Energy Commission, Washington, D.C. AEC-tr-7418. pp. 89-99.

Miles, M.E. and Mangeno, J.J. 1969. Disposal of radioactive wastes from U.S. naval nuclear-powered ships and their support facilities, 1968. Radiol. Health Data 10: 375-377.

Mishra, U.C., Lalit, B.Y. and Ramachandram, T.V. 1980. Radioactivity release to the environment by thermal power stations using coal as a fuel. Science Total Environ. 14: 77-83.

Mitchell, N.T. 1968. Radioactivity in surface and coastal waters of the British Isles, 1967. Fish. Radiobiol. Lab., Lowestoft, Tech. Rep. No. 2. 41 pp.

Miyake, Y. and Sugimura, Y. 1968. Plutonium content in the western North Pacific waters. Pap. Meteorol. Geophys. 19: 481-485.

Miyake, Y. and Sugimura, Y. 1976. The plutonium content of Pacific Ocean waters. In Transuranium nuclides in the environment. International Atomic Energy Agency, Vienna. pp. 91-104.

Miyake, Y., Sugimura, Y. and Tsubota, H. 1964. Content of uranium, radium, and thorium in river waters in Japan. In The natural radiation environment. Edited by J.A.S. Adams and W.M. Lourdes. Univ. of Chicago Press, Chicago. pp. 219-225.

Moffett, D. 1977. Uranium waste researchers consider alternate means of tailings disposal. Can. Min. J. 98(1): 48-51.

Moffett, D. and Tellier, M. 1978. Radiological investigations of an abandoned uranium tailings area. J. Environ. Qual. 7(3): 310-314.

Moore, W.S. 1967. Amazon and Mississippi River concentrations of uranium, thorium, radium isotopes. Earth Planet. Sci. Lett. 2: 231-234.

Moore, W.S. 1969a. Measurement of $Ra^{128}$ and $Th^{228}$ in sea water. J. Geophys. Res. 74: 694-704.

Moore, W.S. 1969b. Oceanic concentrations of $^{228}$radium. Earth Planet. Sci. Lett. 6: 437-446.

Moore, W.S. and Sackett, W.M. 1964. Uranium and thorium series in equilibrium in sea water. J. Geophys. Res. 69: 5401.

Moore, W.S., Feely, H.W. and Li, Y.-H. 1980. Radium isotopes in subarctic waters. Earth Planet. Sci. Lett. 49: 329-340.

Nace, R.L. 1969. World water inventory and control. In Water, earth and man. Edited by R.J. Chorley. Methuen, London. pp. 31-42.

Nakatani, R.E. 1966. Biological response of rainbow trout (Salmo gairdneri) ingesting zinc-65. In Disposal of radioactive wastes into seas, oceans and surface waters. International Atomic Energy Agency, Vienna. pp. 809-823.

Nakatani, R.E. and Foster, R.F. 1963. Effect of chronic feeding of $^{90}Sr$ - $^{90}Y$ on rainbow trout. In Radioecology. Edited by V. Schultz and A.W. Klement, Jr. Reinhold Publ. Corp., New York, and the American Institute of Biological Sciences, Washington, D.C. pp. 359-362.

NAS. 1971. Radioactivity in the marine environment. Panel on Radioactivity in the Marine Environment of the Committee on Oceanography, National Research Council, National Academy of Sciences, Washington, D.C. 272 pp.

NAS. 1978. The tropospheric transport of pollutants and other substances to the oceans. Prepared by the Workshop on Tropospheric Transport of Pollutants to the Ocean Steering Committee, Ocean Sciences Board, Assembly of Mathematical and Physical Sciences, National Research Council, National Academy of Sciences, Washington, D.C. 243 pp.

Nathwani, J.S. and Phillips, C.R. 1979a. Rate-controlling processes in the release of radium-226 from uranium mill tailings. Part I. Leaching study. Water Air Soil Pollut. 11: 301-308.

Nathwani, J.S. and Phillips, C.R. 1979b. Rate-controlling processes in the release of radium-226 from uranium mill tailings. Part II. Kinetic study. Water Air Soil Pollut. 11: 309-317.

Nathwani, J.S. and Phillips, C.R. 1979c. Absorption of $^{226}Ra$ by soils. Chemosphere 5: 285-291.

NEA. 1980. Review of the Continued Suitability of the Dumping Site for Radioactive Waste in the North Atlantic. April 1980. Nuclear Energy Agency.

Nelson, D.J. and Blaylock, B.G. 1963. The preliminary investigation of salivary gland chromosomes of Chironomus tentas Fabr. from the Clinch River. In Radioecology. Edited by V. Schultz and A. Klement, Jr. Reinhold Publ. Corp., New York. pp. 367-372.

Nelson, D.M. and Lovett, M.B. 1978. Oxidation state of plutonium in the Irish Sea. Nature (London) 276: 599-601.

Neuhold, J.M. and Sharma, R.K. 1969. Interacting effects of gamma radiation and sodium halide concentrations in rainbow trout. In Proc. 2nd Natl. Symp. Radioecology. Edited by D.J. Nelson and F.C. Evans. U.S. AEC Tech. Inf. Cent., Oak Ridge Natl. Lab., Oak Ridge, Tennessee. CONF-670503. pp. 142-151.

New Brunswick Electric Power Commission. 1977. Environmental Impact Statement for the Point Lepreau Generating Station.

Newbury, R.W. and Beaty, K.G. 1980. Water renewal efficiency of watershed and lake combinations in the ELA region of the Precambrian Shield. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37(3): 335-341.

Newcombe, H.B. and McGregor, J.F. 1967. Major congenital malformations from irradiations of sperm and eggs. Mutat. Res. 4: 663-673.

Ng, Y.C., Burton, C.A., Thompson, S.E., Tandy, R.K., Kretner, H.K. and Pratt, M.W. 1968. Prediction of the maximum dosage to man from the fallout of nuclear devices: IV. Handbook for estimating the maximum internal dose from radionuclides released to the biosphere. Lawrence Livermore Laboratory, University of California. Rep. UCRL-50163.

Nishita, H. and Haug, R.M. 1979. The effect of fulvic and humic acids and inorganic phase of soil on the sorption and extractability of $^{239}Pu$ (IV). Soil Sci. 128(5): 291-296.

Nishiwaki, Y., Honda, Y., Kimura, Y., Ishiyama, T., Matsumura, T. and Mamuro, T. 1975. Environmental behavior of the binuclear oxygen-bridged nitrilonitrosyl ruthenium complex. In Impacts of nuclear releases into the aquatic environment. International Atomic Energy Agency, Vienna. pp. 107-120.

Noshkin, V.E. and Bowen, V.T. 1973. Concentrations and distributions of long-lived fallout radionuclides in open ocean sediments. In Radioactive contamination of the marine environment. International Atomic Energy Agency, Vienna. pp. 671-686.

Noshkin, V.E. and Wong, K.M. 1980. Plutonium remobilization from sedimentary sources to solution in the marine environment. Proc. 3rd NEA Seminar on Marine Radioecology, 1979, Tokyo. OECD, Paris. pp. 165-177.

Noyar, G.G., George, K.P. and Gopal-Ayengar, A.R. 1970. On the biological effects of high background radioactivity: studies on Tradescantia grown in radioactive monozite sand. Radiat. Bot. 10: 287-292.

Nozaki, Y. and Tsunogai, S. 1973. Lead-210 in the North Pacific and the transport of terrestrial material through the atmosphere. Earth Planet. Sci. Lett. 20: 88-92.

Nozaki, Y., Thomson, J. and Turekian, K.K. 1976. The distribution of $^{210}Pb$ and $^{210}Po$ in the surface waters of the Pacific Ocean. Earth Planet. Sci. Lett. 32: 304-312.

Nozaki, Y., Horibe, Y. and Tsubota, H. 1981. The water column distributions of thorium isotopes in the western North Pacific. Earth Planet. Sci. Lett. 54: 203-216.

Oakley, S.M., Delphey, C.E., Williamson, K.J. and Nelson, P.O. 1980. Kinetics of trace metal partitioning in model anoxic marine sediments. Water Res. 14: 1067-1072.

Odum, H.T. and Pigeon, R.F. 1970. A tropical rain forest - a study of irradiation and ecology at El Verde, Puerto Rico. TID-24270, Division of Technical Information, U.S. Atomic Energy Commission, Washington, D.C.

Ohle, W. 1962. Metabolism of lakes as a basis of a generalized concept of metabolism dynamics in water bodies. Kiel. Meeresoforsch. 18(3): 107-120. (In German.)

Olsen, C.R., Simpson, H.J., Bopp, R.F., Williams, S.C., Peng, T.H. and Deck, B.L. 1978. A geochemical analysis of the sediments and sedimentation in the Hudson Estuary. J. Sediment. Petrol. 48: 401-418.

Olsson, I.U. and Eriksson, K.G. 1965. Remarks on $^{14}C$ dating of shell material in sea sediments. Prog. Oceanogr. 3: 253.

Ontario Hydro. 1973. Proposed generating station for Pickering. Ontario Hydro Publication.

Ophel, I.L. 1962. The fate of $^{90}Sr$ in a freshwater community. In Radioecology. Edited by V. Schultz and A.N. Klement. AIBS and Reinhold Publ. Corp. pp. 213-216.

Ophel, I.L. 1966. Environmental consequences of radioactive waste disposal. Natl. Conf. on Pollution and our Environment, Montreal, Quebec. Atomic Energy of Canada Ltd., Publ. No. AECL-2478.

Ophel, I.L. 1973. The environmental capacity of fresh waters for waste radionuclides. In Environmental behavior of radionuclides released in the nuclear industry. International Atomic Energy Agency, Vienna. pp. 613-624.

Ophel, I.L. 1979. Radiation effects in contaminated aquatic ecosystems and their relation to laboratory studies. In Methodology for assessing impacts of radioactivity on aquatic ecosystems. International Atomic Energy Agency, Vienna. IAEA Tech. Rep. Ser. No. 190. pp. 211-216.

Ophel, I.L. 1982. Personal communication. Atomic Energy of Canada Limited, Chalk River, Ontario.

Ophel, I.L. and Fraser, C.D. 1973. The fate of $^{60}Co$ in a natural freshwater ecosystem. In Radionuclides in ecosystems. Proc. 3rd Natl. Symp. Radioecology. Edited by D.J. Nelson. U.S. AEC Tech. Inf. Cent., Oak Ridge Natl. Lab., Oak Ridge, Tennessee. CONF-710501. pp. 323-327.

Ophel, I.L. and Judd, J.M. 1969. Sr-Ca relationships in aquatic food chains. In Proc. 2nd Natl. Symp. Radioecology. Edited by D.J. Nelson and F.C. Evans. U.S. AEC Tech. Inf. Cent., Oak Ridge Natl. Lab., Oak Ridge, Tennessee. CONF-670503. pp. 221-225.

Ophel, I.L., Fraser, C.D. and Judd, J.M. 1971. Sr concentration factors in biota and bottom sediments of a freshwater lake. In Proc. Int. Symp. Radioecology Applied to the Protection of Man and His Environment. 9-10 September 1971, Rome, Italy. EEC, Luxembourg. pp. 509-530.

Osterberg, C., Cutshall, N., Johnson, V., Cronin, J., Jennings, D. and Frederick, L. 1966. Some non-biological aspects of Columbia River radioactivity. In Disposal of radioactive wastes into seas, oceans and surface waters. International Atomic Energy Agency, Vienna. pp. 321-335.

OWRC. 1971. Water pollution from the uranium mining industry in the Elliot Lake and Bancroft areas. Vol. 1. Summary. Ontario Water Resources Commission, Toronto.

Paquette, J., Reid, J.A.K. and Rosinger, E.L.J. 1980. Review of technetium behaviour in relation to nuclear waste disposal. Atomic Energy of Canada Ltd. Rep. TR-25.

Parsons, P.J. 1962. Movement of radioactive waste through soil. Atomic Energy Canada Ltd. Publ. AECL-1485.

Parsons, P.J. 1963. Migration from a disposal of radioactive liquid in sands. Health Phys. 9: 333-342.

Paschoa, A.S. and Baptista, G.B. 1978. Method for calculation of upper limit internal alpha dose rate to aquatic organisms with application to plutonium-239 in plankton. Health Phys. 35: 404-409.

Patt, H.M. and Swift, M.N. 1948. Influence of temperature on the response of frogs to X-irradiation. Am. J. Physiol. 155: 388-393.

Peng, T.-H., Broecker, W.S., Mathieu, G.G., Li, Y.-H. and Bainbridge, A.E. 1979. Radon evasion rates in the Atlantic and Pacific oceans as determined during the Geosecs program. J. Geophys. Res. 84: 2471-2486.

Pentreath, R.J. and Fowler, S.W. 1979. Irradiation of aquatic animals by radionuclide incorporation. In Methodology for assessing impacts of radioactivity on aquatic ecosystems. International Atomic Energy Agency, Vienna. IAEA Tech. Rep. Ser. 190.

Pentreath, R.J., Jefferies, D.F., Lovett, M.B. and Nelson, D.M. 1980. The behaviour of transuranic and other long-lived radionuclides in the Irish Sea and its relevance to the deep sea disposal of radioactive wastes. In Marine radioecology. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris. 22 pp.

Perkins, R.W. and Nielsen, J.M. 1965. Cosmic-ray produced radionuclides in the environment. Health Phys. 11(12): 1297-1304.

Peshkov, S.P., Schekhanova, I.A., Romanov, G.N., Prister, B.S. and Sheyin, G.P. 1978. Biological characteristics of roach (Rutilus rutilus lacustris Pall.) after living in water containing $^{90}Sr$ and $^{137}Cs$. In Radiological problems of cooling waters of nuclear power stations. Edited by N.V. Kulikov and M.Y. Chebotina. Work of the Institute of Plant and Animal Ecology, Urals Scientific Center, Academy of Science of the USSR, Sverdlovsk. Contribution No. 110. pp. 47-55. (In Russian.)

Pettersson, H. 1955. Manganese nodules and oceanic radium. Pap. Mar. Biol. Oceanogr. Deep Sea Res. Suppl. 3: 335.

Pickens, J.F., Jackson, R.E., Inch, K.J. and Merritt, W.F. 1981. Measurement of distribution coefficients using a radial injection dual-tracer test. Water Resour. Res. 17(3): 529-544.

Pitkyanen, G.B., Shvedon, V.L. and Safronova, N.G. 1978. Effect of uranium fission products on populations of pike. In Radiological problems of cooling waters of nuclear power stations. Edited by N.V. Kulikov and M.Y. Chebotina. Contribution No. 110, Work of the Institute of Plant and Animal Ecology, Urals Scientific Center, Academy of Science of the USSR, Sverdlovsk. pp. 56-60. (In Russian.)

Pliss, G.B. and Khudoley, V.V. 1975. Tumor induction by carcinogenic agents in aquarium fish. J. Natl. Cancer Inst. 55(1): 129-136.

Podolak, W.E. and Shilts, W.W. 1978. Some physical and chemical properties of till derived from the meguma group, southeast Nova Scotia, current research, Part A. Geol. Surv. Can. Pap. 78-1A. pp. 459-464.

Polikarpov, G.G. 1966. Radioecology of aquatic organisms. Reinhold, New York. 314 pp.

Pomeroy, L.R., Odum, E.P., Johannes, R.E. and Roffman, B. 1966. Flux of $^{32}P$ and $^{65}Zn$ through a salt-marsh ecosystem. In Disposal of radioactive wastes into seas, oceans and surface waters. International Atomic Energy Agency, Vienna. IAEA-SM-72/10. pp. 177-188.

Postma, H. 1967. Sediment transport and sedimentation in the estuarine environment. In Estuaries. Am. Assoc. Adv. Sci. Publ. 83: 158-179.

Preston, A. and Dutton, J.W.R. 1968. The application of neutron activation analysis to the study of trace elements in United Kingdom coastal waters. In Application of neutron activation in oceanography. Int. Symp. Inst. R. Sci. Natl. de Belgique, Brussels. pp. 117-142.

Prospero, J.M. and Koczy, F.F. 1966. Radionuclides in oceans and sediments. In Encyclopedia of oceanography. Edited by R.W. Fairbridge. Reinhold Publ. Co., New York. pp. 730-748.

Purdom, C.E. 1966. Radiation and mutation in fish. In Disposal of radioactive waste into seas, oceans and surface waters. International Atomic Energy Agency, Vienna. pp. 861-867.

Purdom, C.E. and Woodhead, D.S. 1973. Radiation damage in fish. In Genetics and mutagenesis of fish. Edited by J.H. Schröder. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, New York. pp. 67-73.

Quay, P.D., Broecker, W.S., Hesslein, R.H. and Schindler, D.W. 1980. Vertical diffusion rates determined by tritium tracer experiments in the thermocline and hypolimnions of two lakes. Limnol. Oceanogr. 25(2): 201-218.

Rafter, T.A. and O'Brien, B.J. 1970. Exchange rates between the atmosphere and the ocean as shown by recent $^{14}C$ measurements in the South Pacific. In Radiocarbon variations and absolute chronology. Edited by I.U. Olsson. Wiley Interscience, New York, and Almquist and Wiksell, Stockholm. pp. 355-377.

Raicevic, D. 1980. Removal of radionuclides from uranium ores and tailings to yield environmentally acceptable waste. In 1st Int. Conf. on Uranium Mine Waste Disposal, May 1980, Vancouver, B.C. Edited by C.O. Brawner. American Institute of Mining, Metallurgical, and Petroleum Engineers, Inc., New York. pp. 351-360.

Raisbeck, G.M., Yiou, F., Fruneau, M., Loiseaux, J.M., Lieuvin, M., Ravel, J.C., Reyss, J.M. and Guichard, F. 1980. $^{10}Be$ concentration and residence time in the deep ocean. Earth Planet. Sci. Lett. 51: 275-278.

Rama, Koide, M. and Goldberg, E.D. 1961. Lead-210 in natural waters. Science 134: 98-99.

Rashid, M.A. and Leonard, J.D. 1973. Modifications in the solubility and precipitation behavior of various metals as a result of their interaction with sedimentary humic acid. Chem. Geol. 11: 89-97.

Rastogi, R.K., Hyodo-Taguchi, Y. and Egami, N. 1969. Effects of fractionated whole-body X-irradiation on cell proliferation in the intestine of the goldfish, Carassius auratus. Annot. Zool. Jpn. 42: 193-202.

Ravera, O. 1968. Molluscs. In Proc. Symp. Mollusca. Part II. Euratom Biol. Div. Contrib. No. 295. pp. 456-462.

Ravera, O. (Editor.) 1979. Biological effects of ionizing radiations in aquatic environment. In Biological aspects of freshwater pollution. Pergamon Press, Oxford. pp. 179-197.

RECS. 1978. Monitoring program design recommendations for uranium mining localities. Environ. Can. EPS Econ. Tech. Rev. Rep. EPS 3-EC-78-10.

Rewell, R.E. and Willis, R.A. 1949. Some tumors found in whales. J. Pathol. Bacteriol. 62: 454-456.

Rice, T.R. and Baptist, J.P. 1974. Ecologic effects of radioactive emissions from nuclear power plants. In Human and ecologic effects of nuclear power plants. Edited by L.A. Sagan. C.C. Thomas, Springfield, Illinois. pp. 373-439.

Robbins, J.A. 1978. Geochemical and geophysical applications of radioactive lead. In The biogeochemistry of lead in the environment, Part A. Edited by J.O. Nriagu. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam. pp. 285-393.

Robbins, J.A. and Edgington, D.N. 1975. Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using $^{210}Pb$ and $^{137}Cs$. Geochim. Cosmochim. Acta 39(3): 285-304.

Robbins, J.A., Kregoski, J.R. and Mosley, S.C. 1977. Radioactivity in sediments of the Great Lakes: post depositional redistribution by deposit-feeding organisms. Earth Planet. Sci. Lett. 36: 325-333.

Robbins, J.A., Edgington, D.N. and Kemp, A.L.W. 1978. Comparative $^{210}Pb$, $^{137}Cs$, and pollen geochronologies of sediments from Lake Ontario and Erie. Quat. Res. (N.Y.) 10: 256-278.

Robertson, D.E., Rancitelli, L.A. and Perkins, R.W. 1968. Multielement analysis of seawater marine organisms and sediments by neutron activation without chemical separations. In Application of neutron activation in oceanography. Proc. Int. Symp. R. Soc. Natl. de Belgique, Brussels. pp. 143-212.

Rodriguez, A. and Kimeldorf, D.J. 1976. Behavioural and electrophysiological studies of radiation detection in a freshwater crustacean. Radiat. Res. 66: 134-146.

Rona, E. and Urry, W.D. 1952. Radioactivity of ocean sediments. VIII. Radium and uranium content of ocean and river water. Am. J. Sci. 250: 241-262.

Rooth, C.G. and Ostlund, H.G. 1972. Penetration of tritium into the Atlantic thermocline. Deep Sea Res. 19: 481.

Rosen, F.X. and Cullen, T.C. 1964. External radiation levels in high background regions of Brazil. In Natural radiation environments. Edited by J.A.S. Adams and W.M. Lowder. Univ. Chicago Press, Chicago, Illinois. pp. 825-836.

Rosholt, J.N., Jr., Emiliani, C., Geiss, J., Koczy, F.F. and Wangersky, P.J. 1961. Absolute dating of deep-sea cores by the $Pa^{231}/Th^{230}$ method. J. Geol. 69: 162-185.

Ross, D.I. and Chatterjee, R.M. 1976. Water quality status of Serpent Harbour, North Channel 1975. ULRG (Upper Lakes Reference Group of the IJC). Ontario Ministry of the Environment, 135 St. Clair Ave. W., Toronto, Ontario. Project Rep. No. D-28. 50 pp.

Roy, J.-C., Barbeau, C., Côté, J.-E. and Turcotte, J. 1979. A very sensitive sampling method for the measurement of radioactivity in waters from various sources. Nucl. Instrum. Meth. 160: 187-191.

Rudd, J.W.M. and Hamilton, R.D. 1972. Biodegradation of trisodium nitrilotriacetate in a model aerated sewage lagoon. J. Fish. Res. Board Can. 29: 1203-1208.

Rudd, J.W.M., Townsend, B.E. and Hamilton, R.D. 1973. Discharge of nitrilotriacetate (NTA) from two sewage treatment facilities located in a midcontinental climate. J. Fish. Res. Board Can. 30: 1026-1030.

Ruggles, R.G. and Rowley, W.J. 1978. A study of water pollution in the vicinity of the Eldorado Nuclear Ltd. Beaverlodge operation 1976 and 1977. Fish. Environ. Can., EPS Surv. Rep. EPS5-NW-78-10. 83 pp.

Ruggles, R.G., Robinson, D.J. and Zaidi, A. 1981. A study of water pollution in the vicinity of two abandoned uranium mills in northern Saskatchewan. Northeast Region, Environmental Protection Service, Environment Canada. Rep. EPS5-NW-79-6.

Sackett, W.M. 1960. Protactinium-231 content of ocean water and sediments. Science 132: 1761-1762.

Sackett, W.M. 1965. Deposition rates by the protactinium method. In 3rd Annu. Symp. Mar. Geochem., Univ. of Rhode Island, Kingston. Edited by D.R. Schink and J.T. Corless. Occ. Publ. No. 3-1965. pp. 29-39.

Salo, A. and Voipio, A. 1973. Transport of radionuclides in lake and river systems flowing through areas characterized by Precambrian bedrock and peat-bogs. In Radioactive contamination of the marine environment. International Atomic Energy Agency, Vienna. pp. 195-217.

Schafer, C.T., Smith, J.N. and Loring, D.H. 1980. Recent sedimentation events at the head of the Saguenay Fjord, Canada. Environ. Geol. 3: 139-150.

Schekhanova, I.A., Voronina, E.L., Klashtorin, L.B., Pechkurenkov, V.L. and Yarshombek, A.A. 1973. The effect of ionizing radiation on the biological condition of fish. In Radioecology of aquatic organisms. Vol. 3. The effect of ionizing radiation on water organisms. Edited by G. Andrushaitis. Academy of Sciences of the Latvian SSR, Institute of Biology, Riga. pp. 7-24. (In Russian with English summary.) (Also appeared in English translation in U.S. Atomic Energy Commission Document AEC-tr-7592.)

Schindler, D.W., Brunskill, G.J., Emerson, S., Broecker, W.S. and Peng, T.H. 1972. Atmospheric carbon dioxide: its role in determining phytoplankton standing crops. Science 177: 1192-1194.

Schindler, D.W., Newbury, R.W., Beaty, K.G. and Campbell, P. 1976. Natural water and chemical budgets for a small Precambrian lake basin in Central Canada. J. Fish. Res. Board Can. 33: 2526-2543.

Schindler, D.W., Hesslein, R.H., Wagemann, R. and Broecker, W.S. 1980a. Effects of acidification on mobilization of heavy metals and radionuclides from the sediments of a freshwater lake. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37(3): 373-377.

Schindler, D.W., Newbury, R.W., Beaty, K.G., Prokopowich, J., Ruszczynski, T. and Dalton, J.A. 1980b. Effects of a windstorm and forest fire on chemical losses from forested watersheds and on the quality of receiving streams. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37(3): 328-334.

Schindler, D.W., Wagemann, R., Cook, R.B., Ruszczynski, T. and Prokopowich, J. 1980c. Experimental acidification of Lake 223, ELA. Background data and the first three years of acidification. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37(3): 342-354.

Schink, D.R., Guinasso, N.L., Charnell, R.L. and Sigalove, J.J. 1970. Use of Rn/Ra ratios to determine air/sea gas exchange and vertical mixing in the ocean: final technical report. California, Teledyne Isotopes Palo Alto Laboratories. (ONR Rep. PALTR-223.) 44 pp.

Schmidt, J.W. and Moffett, D. 1979. Overview of Canadian environmental research in the uranium mining industry. Review paper presented at BCWWA and FACE. Seminar on Uranium Mining and the Environment, 11 April 1979, Vancouver, B.C. 36 pp.

Schnitzer, M. and Khan, S.U. (Editors.) 1972. Soil organic matter. Elsevier Scientific Publ. Co., Amsterdam. 319 pp.

Schröder, J.H. 1969a. Radiation-induced spermatogonial exchanges between the X and Y chromosomes in the guppy. Can. J. Genet. Cytol. 11: 948-954.

Schröder, J.H. 1969b. X-ray induced mutation in the poecillid fish, Lebistes reticulatus Peters. Mutat. Res. 7: 91-97.

Schröder, J.H. (Editor.) 1973. Teleosts as a tool in mutation research. In Genetics and mutagenesis of fish. Springer-Verlag, Berlin and New York. pp. 91-99.

Schzeide, O.A. and Allen, B.M. 1951. The relation of mitosis to the manifestation of X-ray damage in hematopoietic cells of tadpoles. J. Cell. Comp. Physiol. 38: 51-67.

Scott, A.M. 1972. Radiation dose to mosquito larvae reared in radioactive media. Atomic Energy of Canada Ltd., Chalk River, Ontario. Rep. AECL-3789.

Sears, M.B., Blanco, R.E. and Dahlman, R.C. 1975. Correlation of radioactive waste treatment costs and the environmental impact of waste effluents in the nuclear fuel cycle for use in establishing 'As low as practicable' guides - milling of uranium ores. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. ORNL-TM-4903/1.

Shannon, L.V. 1973. Marine alpha-radioactivity off Southern Africa. 3. Polonium-210 and lead-210. Invest. Rep. Div. Sea Fish. S. Afr. No. 100. 34 pp.

Shannon, L.V. and Cherry, R.D. 1967. Polonium-210 in marine plankton. Nature (London) 216: 352-353.

Shannon, L.V. and Orren, M.J. 1970. A rapid method for the determination of polonium-210 and lead-210 in seawater. Anal. Chim. Acta 52: 166-169.

Shannon, L.V., Cherry, R.D. and Orren, M.J. 1970. Polonium-210 and lead-210 in the marine environment. Geochim. Cosmochim. Acta 34: 701-711.

Shechmeister, I.L., Watson, L.J., Cole, V.W. and Jackson, L.L. 1962. The effects of X-irradiation on goldfish. I. The effect of X-irradiation on survival and susceptibility of goldfish, Carassius auratus, to infection by Aeromonas salmonicida and Gyrodactylus spp. Radiat. Res. 16: 89-97.

Shilts, W.W. and Klassen, R.A. 1976. Drift prospecting in the District of Keewatin - uranium and base metals. Geol. Surv. Can. Pap. 76-1A, Geological Survey of Canada, 588 Booth Street, Ottawa, Ontario.

Shilts, W.W. and Klassen, R.A. 1977. Glacial dispersal of uranium in the District of Keewatin, Canada. Report of Activities, Part A. Geological Survey of Canada, 588 Booth Street, Ottawa, Ontario. Geol. Surv. Can. Pap. 77-1A.

Shumskiy, P.A., Krenke, A.N. and Zotikov, I.A. 1964. Ice and its changes. In Research in geophysics. Vol. 2. Edited by H. Odishaw. Cambridge, Massachusetts. pp. 425-460.

Silker, W.B. 1972a. Beryllium-7 and fission products in the Geosecs II water column and applications of their oceanic distributions. Earth Planet. Sci. Lett. 16: 131-137.

Silker, W.B. 1972b. Horizontal and vertical distributions of radionuclides in the North Pacific Ocean. J. Geophys. Res. 77: 1061-1070.

Silker, W.B., Robertson, D.E., Rieck, H.G., Jr., Perkins, R.W. and Prospero, J.M. 1968. Beryllium-7 in ocean water. Science 161: 879-880.

Silva, A.J. 1977. Physical processes in deep-sea clays. Oceanus 20: 31-40.

Simmons, G.R. 1980. The CANDU-PHW generating system waste arisings. Atomic Energy of Canada Ltd., Publ. WNRE-484.

Simpson, H.J., Olsen, C.R., Trier, R.M. and Williams, S.C. 1976. Man-made radionuclides and sedimentation in the Hudson River Estuary. Science 194: 179-183.

Simpson, H.J., Trier, R.M., Olsen, C.R., Hammond, D.E., Ege, A., Miller, L. and Melack, J.M. 1980. Fallout plutonium in an alkaline, saline lake. Science 207: 1071-1073.

Slowey, J.F., Hayes, D., Dixon, B. and Hood, D.W. 1965. Distribution of gamma-emitting radionuclides in the Gulf of Mexico. In Symp. Marine Chemistry. Univ. of Rhode Island. Occ. Publ. No. 3-1965. pp. 109-129.

Smith, J.N. 1981. Personal communication. Bedford Institute of Oceanography, Dartmouth, Nova Scotia.

Smith, J.N. and Ellis, K. 1981. Transport mechanism for fallout $^{137}Cs$ to estuarine sediments. In Impacts of radionuclide releases into the marine environment. International Atomic Energy Agency, Vienna. pp. 119-130.

Smith, J.N. and Ellis, K.M. 1982. Transport mechanism for Pb-210, Cs-137 and Pu fallout radionuclides through fluvial-marine systems. Geochim. Cosmochim. Acta 46: 941-954.

Smith, J.N. and Loring, D.H. 1981. Geochronology for mercury pollution in the sediments of the Saguenay Fjord, Quebec. Environ. Sci. Technol. 15: 944-951.

Smith, J.N. and Schafer, C.T. 1979. Bioturbation of surficial sediments on the continental slope east of Newfoundland. In Proc. 3rd NEA Seminar on Marine Radioecology, OECD, Paris. pp. 225-235.

Smith, J.N. and Walton, A. 1980. Sediment accumulation rates and geochronologies measured in the Saguenay Fjord using the $^{210}Pb$ dating method. Geochim. Cosmochim. Acta 44(2): 225-240.

Smith, J.N., Schafer, C.T. and Loring, D.H. 1980. Depositional processes in an anoxic, high sedimentation regime in the Saguenay Fjord. In Fjord oceanography. Edited by H.J. Freeland, D.M. Farmer and C.D. Levings. Plenum Press, New York. pp. 625-631.

Smith, J.N., Ellis, K. and Bishop, F.J. 1981. Pre-operational environmental monitoring report for the Point Lepreau, N.B. Nuclear Generating Station - 1980. Bedford Institute of Oceanography Rep. Ser. BI-R-81-10. 111 pp.

Soldat, J.K. 1976. Radiation doses from iodine-129 in the environment. Health Phys. 30: 61-70.

Somayajulu, B.L.K. 1967. Beryllium-10 in a manganese nodule. Science 156: 1219-1220.

Somayajulu, B.L.K., Lal, D. and Kusumgar, S. 1969. Man-made carbon-14 in deep Pacific waters: Transport by biological skeletal material. Science 166: 1397-1399.

Spalding, R.F. and Sackett, W.M. 1972. Uranium runoff from the Gulf of Mexico distributive province. Anomalous concentrations. Science 175: 629-631.

Spencer, D.W., Bacon, M.P. and Brewer, P.G. 1981. Models of the distribution of $^{210}Pb$ in a section across the North Equatorial Atlantic Ocean. J. Mar. Res. 39: 119-138.

Srivastava, P.N. and Ram, S. 1969. Effect of $^{60}Co$ internal irradiation on the liver of the Indian catfish, Heteropneustes fossilis, Bloch. Strahlentherapie 137: 499-507.

Srivastava, P.N. and Tachi, C. 1964. Sodium excretion as a factor causing death in fish due to irradiation. Nature (London) 202: 1234-1235.

Steinberg, C. 1980. Species of dissolved metals derived from oligotrophic hard water. Water Res. 14: 1239-1250.

Stoffyn, M. 1979. Biological control of dissolved aluminum in seawater: experimental evidence. Science 203: 651-653.

Stoffyn, M. and Mackenzie, F.T. 1982. Fate of dissolved aluminum in the oceans. Mar. Chem. 11: 105-127.

Strand, J.A., Fujihara, M.P., Templeton, W.L. and Tangen, E.G. 1973. Suppression of Chondrococcus columnaris immune response in rainbow trout sub-lethally exposed to tritiated water during embryogenesis. In Radioactive contamination of the marine environment. International Atomic Energy Agency, Vienna. pp. 543-550.

Stuiver, M. 1980. $^{14}C$ distribution in the Atlantic Ocean. J. Geophys. Res. 85(C5): 2711-2718.

Stumm, W. and Bilinski, H. 1972. Trace elements in natural waters: difficulties of interpretation arising from our ignorance on their speciation. In Advances in water pollution research. Proc. 6th Int. Conf. Jerusalem. Edited by S.H. Jenkins. Pergamon Press, London. pp. 39-52.

Stumm, W. and Morgan, J.J. 1970. Aquatic chemistry. Wiley-Interscience, New York. 583 pp.

Styron, C.E. 1969. Ecology of two populations of an aquatic isopod (Lirceus fontinalis Raf.), with emphasis on ionizing radiation effects. In Proc. 2nd Natl. Symp. Radioecology. Edited by D.J. Nelson and F.C. Evans. U.S. AEC Tech. Inf. Cent., Oak Ridge Natl. Lab., Oak Ridge, Tennessee. CONF-670503. pp. 53-60.

Styron, C.E. 1971. Effect of beta and gamma irradiation on a population of springtails, Sinella curviseta (Collembola). Radiat. Res. 48: 53-62.

Suess, H.E. 1969. Tritium geophysics as an international research project. Science 163: 1405-1410.

Sundby, B. 1977. Manganese-rich particulate matter in a coastal marine environment. Nature (London) 270: 417-419.

Svoboda, J. and Taylor, H.W. 1979. Persistence of Cs-137 in Arctic lichens, Dryas integrifolia and lake sediments. Arct. Alp. Res. 11(1): 95-108.

Swain, F.M. 1963. Geochemistry of humus. In Organic geochemistry. Chap. 4. Edited by I.A. Breger. MacMillan Co., New York. 658 pp.

Swallow, A.J. 1969. Hydrated electrons in seawater. Nature (London) 222: 369-370.

Swanson, S. and Abouguendia, Z. 1981. The problem of abandoned uranium tailings in northern Saskatchewan. An overview. Saskatchewan Research Council Publ. No. C-805-48-C-81.

Swift, J.J., Hardin, J.M. and Calley, H.W. 1976. Potential radiological impact of airborne releases and direct gamma radiation to individuals living near inactive uranium mill tailings piles. U.S. EPA Rep. EPA-520/1-76-001.

Szabo, B.J. 1967. Radium content in plankton and sea water in the Bahamas. Geochim. Cosmochim. Acta 31: 1321-1331.

Takamatsu, T. and Yoshida, T. 1978. Determination of stability constants of metal-humic acid complexes by potentiometric titration and ion-selective electrodes. Soil Sci. 125(6): 378-386.

Takematsu, N. 1979. Sorption of transition metals on manganese and iron oxides, silicate minerals. J. Oceanogr. Soc. Jpn. 35: 36-42.

Tanaka, S., Sakamoto, K., Takagi, J. and Tsuchimoto, M. 1968. Aluminum-26 and beryllium-10 in marine sediment. Science 160: 1348-1349.

Tanaka, S., Sakamoto, K. and Komura, K. 1972. Aluminum-26 and Mn-53 produced by solar-flare particles in lunar rock and cosmic dust. J. Geophys. Res. 77: 4281-4288.

Tanaka, S., Inque, T. and Imamura, M. 1977. The $^{10}Be$ method of dating marine sediments - comparison with the paleomagnetic method. Earth Planet. Sci. Lett. 37: 55-60.

Templeton, W.L. 1966. Resistance of fish eggs to acute and chronic irradiation. In Disposal of radioactive wastes into seas, oceans and surface waters. International Atomic Energy Agency, Vienna. pp. 847-860.

Templeton, W.L., Nakatani, R.E. and Held, E.E. 1971. Radiation effects. In Radioactivity in the marine environment. National Academy of Sciences, Washington, D.C. pp. 223-240.

Thompson, S.E., Burton, C.A., Quinn, D.J. and Ng, Y.C. 1972. Concentration factors of chemical elements in edible aquatic organisms. Lawrence Livermore Laboratory, University of California. Rep. UCRL-50564 Rev. 1.

Till, J.E. and Frank, M.L. 1977. Bioaccumulation, distribution and dose of Am-241, Cm-244, and Pu-239 in developing fish embryos. Proc. 4th Int. Congr. Int. Radiat. Prot. Assoc., Gauthier-Villars, Montreuil, France. pp. 645-648.

Till, J.E., Kaye, S.V. and Trabalka, J.R. 1976. The toxicity of uranium and plutonium to the developing embryos of fish (thesis). Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. ORNL-5160. p. 193.

Tipping, E. and Cooke, D. 1982. The effects of adsorbed humic substances on the surface charge of geothite (α-FeOOH) in freshwaters. Geochim. Cosmochim. Acta 46(1): 75-80.

Top, Z., Clarke, W.B., Eismont, W.C. and Jones, E.P. 1980. Radiogenic helium in Baffin Bay bottom water. J. Mar. Res. 38: 435-452.

Torgerson, T., Top, Z., Clarke, W.B., Jenkins, W.J. and Broecker, W.S. 1977. A new method for physical limnology - tritium-helium-3 ages - results for Lakes Erie, Huron, and Ontario. Limnol. Oceanogr. 22(2): 181-193.

Trabalka, J.R. 1971. The radioecology of Ce-Pr-144 in a littoral freshwater microcosm. Ph.D. thesis, Univ. of Michigan, Ann Arbor, Michigan.

Trabalka, J.R. and Allen, C.P. 1977. Aspects of fitness of a mosquito fish Gambusia affinis population exposed to chronic low-level environmental radiation. Radiat. Res. 70: 198-211.

Trabalka, J.R., Eyman, L.D. and Auerbach, S.I. 1979. Analysis of the 1957-58 Soviet nuclear accident. Science 209: 345-353.

Tracik, M.F., Giesy, J.P., Wilhite, E.L. and Corey, J.C. 1979. Plutonium uptake by Scenedesmus obliquus as a function of isotope and oxidation state. Environ. Exp. Bot. 19: 223-229.

Tracy, B.L. and Prantl, F.A. 1981. Radiological implications of thermal power production. In Proc. Int. Symp. on Health Impacts of Different Sources of Energy, Nashville, Tennessee, June 1981. IAEA-SM-254/04.

Trubey, D.K. and Kaye, S.V. 1973. The EXREM III computer code for estimating external radiation doses to populations from environmental releases. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. ORNL-TM-4322.

Tsunogai, S. and Nozaki, Y. 1971. Lead-210 and polonium-210 in the surface water of the Pacific. Geochem. J. 5: 165.

Turekian, K.K. 1969. The oceans, streams and atmosphere. In Handbook of geochemistry. Vol. 1. Edited by K.M. Wedepohl. Springer-Verlag, New York. pp. 297-323.

Turekian, K.K. 1977. The fate of metals in the oceans. Geochim. Cosmochim. Acta 41(8): 1139-1144.

Turekian, K.K. and Chan, L.H. 1971. The marine geochemistry of the uranium isotopes, $^{230}$Th and $^{231}$Pa. In Activation analyses in geochemistry and cosmochemistry. Edited by A.O. Brunfelt and E. Steinnes. Proc. NATO Adv. Study Institute, Universitets-forlaget, Oslo, Norway. pp. 311-320.

Turekian, K.K., Nozaki, Y., and Benninger, L.K. 1977. Geochemistry of atmospheric radon and radon products. Annu. Rev. Earth Planet. Sci. 5: 227-255.

Turekian, K.K., Cochran, J.K., Benninger, L.K. and Aller, R.C. 1980. The sources and sinks of nuclides in Long Island Sound. Adv. Geophys. 22: 129-164.

Turner, J.T. and Ferrante, J.G. 1979. Zooplankton fecal pellets in aquatic ecosystems. Bioscience 29(11): 670-677.

UNESCO. 1969. Discharge of selected rivers of the world. Vols. I and II. UNESCO, Paris, France.

UNSCEAR. 1977. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. 1977 report to the General Assembly, with annexes. UN, New York. 725 pp.

Vaughan, J.W. and Miles, M.E. 1966. Disposal of radioactive wastes from U.S. naval nuclear-powered ships and their support facilities. Radiol. Health Data 7: 257-262.

Volchok, H.L., Bowen, V.T., Folsom, T.R., Broecker, W.S., Schuert, E.A. and Bien, G.S. 1971. Oceanic distribution of radionuclides from nuclear explosions. In Radioactivity in the marine environment. U.S. National Academy of Sciences, NRC, Washington, D.C. Chap. 3. pp. 42-89.

Wadley, G.W. and Welander, A.D. 1971. X-rays and temperature: combined effects on mortality and growth of salmon embryos. Trans. Am. Fish. Soc. 100: 267-275.

Wahlgren, M.A. 1980. Personal communication. Environmental Sciences, Argonne National Laboratory, Argonne, Illinois.

Wahlgren, M.A. and Marshall, J.S. 1975. The behavior of Pu and other long-lived radionuclides in Lake Michigan. In Impacts of nuclear releases into the aquatic environment. International Atomic Energy Agency, Vienna. pp. 222-243.

Wahlgren, M.A. and Nelson, D.M. 1975. Plutonium in the Laurentian Great Lakes: comparison of surface waters. Verh. Int. Verein. Limnol. 19: 317-322.

Wahlgren, M.A. and Orlandini, K.A. 1980. Some systematic aspects of the behaviors of $^{239+240}Pu$, $^{232}Th$, and $^{238}U$ in selected North American lakes. Unpublished manuscript. Environmental Sciences, Argonne National Laboratory, Argonne, Illinois.

Wahlgren, M.A., Alberts, J.J., Nelson, D.M. and Orlandini, K.A. 1976. Study of the behavior of transuranics and possible chemical homologues in Lake Michigan water and biota. In Transuranic nuclides in the environment. International Atomic Energy Agency, Vienna. pp. 9-24.

Wahlgren, M.A., Orlandini, K.A., Nelson, D.M. and Larsen, R.P. 1980a. Oxidation state characteristics of $^{239+240}Pu$ in selected North American fresh waters. Unpublished manuscript. Environmental Sciences, Argonne National Laboratory, Argonne, Illinois.

Wahlgren, M.A., Robbins, J.A. and Edgington, D.N. 1980b. Plutonium in the Great Lakes. In Transuranic elements in the environment. Edited by W.C. Hanson. Tech. Inf. Cent., Springfield, Virginia. pp. 659-683.

Water Survey of Canada. 1977. Historical streamflow summary: Manitoba to 1976. Fish. Environ. Can., Inland Waters Directorate, Ottawa, Ontario.

Water Survey of Canada. 1978. Historical sediment data summary, Canadian rivers to 1976. Environ. Can., Inland Waters Directorate, Ottawa, Ontario.

Watson, D.G. and Templeton, W.L. 1973. Thermoluminescent dosimetry of aquatic organisms. In Radionuclides in ecosystems. Proc. 3rd Natl. Symp. Radioecology. Edited by D.J. Nelson. U.S. AEC Tech. Inf. Cent., Oak Ridge Natl. Lab., Oak Ridge, Tennessee. CONF-710501-P2. pp. 1125-1130.

Watson, D.G., George, L.A. and Hackett, P.L. 1959. Effects of chronic feeding of phosphorus-32 on rainbow trout. Annu. Rep. for 1958, Hanford Atomic Products Operation, Richland, Wash. USAEC HW-59500. pp. 73-74.

Welander, A.D. 1954. Some effects of X-irradiation on different embryonic stages of the trout (Salmo gairdnerii). Growth 18: 227-255.

Wertz, R., Donaldson, D.J. and Mason, J.M. 1976. X-ray induced inhibition of DNA synthesis and mitosis in internal tissues during the initiation of limb regeneration in the adult newt. J. Exp. Zool. 198: 253-259.

White, J.C., Angelovic, J.W., Engel, D.W. and Davis, E.M. 1967. Interactions of radiation, salinity and temperature on estuarine organisms. U.S. Fish Wildl. Serv., Washington, D.C. Circ. 270: 29-35.

Wildung, R.E., McFadden, K.M. and Garland, T.R. 1979. Technetium sources and behavior in the environment. J. Environ. Qual. 8(2): 156-161.

Wilkening, M.H. and Clements, W.E. 1975. Radon 222 from the ocean surface. J. Geophys. Res. 80: 3828-3830.

Williams, R.B. and Murdoch, M.B. 1965. Long-term effects of cesium-137 on a copepod. Annu. Rep. Bur. Commer. Fish. Radiobiol. Lab. (for year ending 30 June 1963). Fish. Wildl. Serv., Washington, D.C. Circ. 204: 28-29.

Williams, R.B. and Murdoch, M.B. 1973. The effects of continuous low-level gamma radiation on estuarine microcosms. In Radionuclides in ecosystems. Proc. 3rd Natl. Symp. Radioecology. Edited by D.J. Nelson. U.S. AEC Tech. Inf. Cent., Oak Ridge Natl. Lab., Oak Ridge, Tennessee. CONF-710501-P2. pp. 1213-1221.

Windom, H.L. 1969. Atmospheric dust records in permanent snowfields: implications to marine sedimentation. Geol. Soc. Am. Bull. 80: 761-782.

Woodhead, D.S. 1970. The assessment of the radiation dose to developing fish embryos due to the accumulation of radioactivity in the egg. Radiat. Res. 43: 582-597.

Woodhead, D.S. 1973a. Levels of radioactivity in the marine environment and the dose commitment to marine organisms. In Radioactive contamination of the marine environment. International Atomic Energy Agency, Vienna. pp. 499-525.

Woodhead, D.S. 1973b. The radiation dose received by plaice (Pleuronectes platessa) from the waste discharged into the north-east Irish Sea from the fuel reprocessing plant at Windscale. Health Phys. 25: 115-121.

Woodhead, D.S. 1974. The estimation of radiation dose rates to fish in contaminated environments, and the assessment of the possible consequences. In Population dose evaluation and standards for man and his environment. International Atomic Energy Agency, Vienna. pp. 555-576.

Woodwell, G.M. 1962. Effects of ionizing radiation on terrestrial ecosystems. Science 138: 572-577.

Worthington, L.V. 1976. On the North Atlantic circulation. The Johns Hopkins Oceanographic Studies No. 6. The Johns Hopkins Univ. Press, Baltimore. 110 pp.

Wrenn, M.E. and Jinks, S.M. 1976. The dosimetric implications of releases to the aquatic environment from the nuclear power industry. In Environmental toxicity of aquatic radionuclides. Edited by M.W. Miller and J.N. Stannard. Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. Chap. 12. pp. 229-265.

Yeats, P.A., Sundby, B. and Bewers, J.M. 1979. Manganese recycling in coastal waters. Mar. Chem. 8: 43-55.

Yokoyama, Y., Guichard, F., Reyss, J.-L. and Van, N.H. 1978. Oceanic residence times of dissolved beryllium and aluminum deduced from cosmogenic tracers $^{10}Be$ and $^{26}Al$. Science 201: 1016-1017.

Young, J.A. and Fairhall, A.W. 1968. Radiocarbon from nuclear weapons tests. J. Geophys. Res. 73(4): 1185-1200.

Zirino, A. and Healy, M.L. 1970. Organic zinc complexes in seawater. Limnol. Oceanogr. 15: 956-958.

## INDEX DES MATIÈRES

N.B. Les références indiquent le CHAPITRE, la SECTION, le SOUS-SECTION, etc., p.ex. 343 renvoie au Chapitre 3, Section 4, paragraphe 3.


Activité volcanique, 322, 33
Algues
  Absorption de plutonium, 3452
  Bioaccumulation, 4312
  Effets du rayonnement, 52, 534, 5412, 61
  Sorption du radium, 3451
Altération, 322, 341, 343
Aluminium, Isotopes de l', 324, 35214
Américium, Isotopes de l', 342, 3427, 3451, 3452, 35315, 41, 5412
Apport
  D'analogues stables, 341
  De métaux, 33, 341
  De radionuclides, 341, 3424, 3425, 343, 344
  Voir aussi Transport des radionuclides

Bactéries, 3452
Baryum, Isotopes du, 2225, 3451, 3538
Bassins de drainage, 3424, 343
  Voir aussi Bassins versants
Bassins versants, 322, 341, 343, 3421
  Amazone, 3521
  Baie d'Hudson, 31, 341
  Fleuve St-Laurent, 31, 33, 341, 3421, 3452
  Grands Lacs, 2225, 223, 3422, 3427, 3452
  Lac Perche, 3421, 3425, 5411
  Rivière des Outaouais, 341, 3421, 3425
  Rivière Winnipeg, 3422, 3424, 3427
Benthos, 324, 3425, 40, 41
Béryllium, Isotopes du, 211, 35217, 36
Bioaccumulation, 3425, 3452, 40, 43, 4312, 5412
Bioturbation, Voir Brassage - Biologique
Brassage, 321, 323, 324
  Biologique, 321, 324, 3527
  Des composés solubles, 321, 323, 3451, 3535, 36
  Par turbulence, 321, 323, 324

Calcul des débits de dose, 41, 421, 43, 431, 4311, 4312, 432
Calotte glaciaire et glaciers, 31, 322, 323, 341
Cancer, 534
Carbone-14, 211, 221, 342, 3422, 3451, 35216
Cérium-144, 212, 3425, 3534, 41, 5413
Césium, isotopes du, 3532
  Dans l'eau, 3425, 3427, 3451, 351, 3532, 36
  Dans les déchets des réacteurs nucléaires, 2225, 36
  Dans les espèces aquatiques, 41, 5412, 62
  Dans les retombées, 221, 3532, 342, 3423, 3424, 36
  Dans les sédiments, 321, 3426, 3451, 3532, 36
  Temps de séjour, 3532
Chlore-36, 35210
Charbon, 231
  Rayonnement provenant des centrales alimentées au charbon, 231, 344
Chrome-51, 35311
Cobalt, Isotopes du, 35313
  Dans l'eau, 33, 3425, 3451, 3452, 36
  Dans les eaux d'égoût, 223
Cobalt (suite)
  Dans les sédiments, 3425, 3451, 3452
Complexes, Formation de, 3425, 3452
Concentration, Facteur de, Voir Bioaccumulation
Cosmos, 221, 954
Courants, Voir Transport des radionuclides - Processus physiques
Cycle hydrologique, 31, 342

Débit de dose, 40, 41, 42, 421, 422, 541
  Contribution des retombées, 422
  Contribution du rayonnement alpha, 41, 421, 43211, 43213, 4322, 43221, 43222
  Contribution du rayonnement bêta, 42, 43211, 43212, 43213, 4322, 43221, 43222
  Contribution du rayonnement de fond, 421
  Contribution du rayonnement gamma, 3421, 42, 43211, 43212, 43213, 43221, 43222, 4323, 611
  Contribution du rayonnement X, 41, 4212
  Interne, 4312, 541
  Radionuclides dans l'eau, 4311, 4322, 43221, 43222
  Radionuclides dans les sédiments, 4323
  Rayonnement absorbé, 43211, 43212, 43213
Déchets, 3425, 343
  Egouts, 223, 344
  Gazeux, 2221, 22213
  Liquides, 2221, 22211, 222, 2223, 2224, 36, 5411
  Solides, 2221, 22212, 2224
Déchets de retraitement, 2226
  Voir aussi Déchets; Sources des radionuclides - Cycle du combustible nucléaire
Déchets des raffineries, 2223
  Voir aussi Déchets
Déchets très radioactifs, 2227
  Voir aussi Déchets
Désintégration radioactive, Voir Période
Dose létale d'irradiation, 52, 53, 61
  Effets de la complexité de l'organisme, 52
  Effets de la salinité, 533, 5332
  Effets de la température, 533, 5331
Dosimètres, 40, 42
Dosimétrie, Voir Débit de dose
Dragage, 36

Eaux de surface, 2121, 343, 3452
  Processus physiques, chimiques et biologiques, 3427
Écosystèmes, 31, 3421, 61, 611, 62, 6221
  Voir aussi Organismes aquatiques; Poissons; Transport des radionuclides
Effets de la température, 533, 5331
Effets génétiques, Voir Exposition au rayonnement - Effets génétiques
Éléments analogues stables, 33, 341
Éléments traces, 231, 3452, 36
Éléments transuraniens, 3452
Enfouissement, 2227
Engrais, 232, 344, 3521
Erosion, 322, 341

## INDEX DES MATIÈRES


Estuaires, 321, 3213, 36
Études expérimentales, 223, 3425, 345, 3452, 5412, 60
  Zone lacustre expérimentale, 3451
Exposition au rayonnement, 5412
  Dose, 3425, 41, 42, 62
  Voir aussi Débit de dose
    Aiguë, 53, 611
    Chronique, 531, 5331, 534, 54, 60, 611, 62, 6221, 6222
    Interne, 4312
    Létale, 52
  Effets génétiques, 611, 62, 621, 6222
  Effets somatiques, 6221
  Façteurs
    Étape du développement, 53, 532
    Salinité, 533, 5332
    Température, 533, 5331

Fer, Isotopes du, 35312
  Comportement en phase dissoute, 323
  En eaux douces, 341, 3425, 3451, 3452
  Processus de transport, 324, 33
Fleuves, Voir Bassins versants; Radionuclides - En eaux douces
Formations aquifères, 31, 3425

Gastéropodes, 41, 532, 5331, 5411, 62
Gaz nobles, 22211, 22213, 225
  Voir aussi Radon-222
Glaciers, Voir Calotte glaciaire et glaciers

Indium, Isotopes de l', 212, 3528
Iode, Isotopes de l', 2225, 223, 35314
Irradation des poissons, Effets de l',
  Intéraction avec la salinité, 533, 5332
  Intéraction avec la température, 533, 5331
  Sur l'exposition des espèces
    Brochet (Esox), 62
    Carpe (Cyprinus carpio), 532
    Écrevisses (Pacifastacus trowbridgii), 534
    Espèces canadiennes, 51
    Fundulus mummichog (Fundulus heteroclitus), 52, 5331
    Gambusie (Gambusia affinis), 41, 5331, 5411, 62
    Gardon (Rutilus rutilus lacustris), 62
    Guppy (Lebistes reticulatus), 5422, 621
    Medaka (Oryzias latipes), 5331, 5422, 621
    Plie (Pleuronectes platessa), 41, 42, 5421, 62
    Saumon chinook (Oncorhynchus tschawytscha), 532, 62
    Saumon coho (Oncorhynchus kisutch), 532
    Tête-de-boule (Pimephales promelas), 41, 531
    Truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri), 532, 5332, 621
  Sur la fécondité, 41, 51, 532, 5411, 5413, 5421, 62, 621
  Sur le comportement, 534
  Sur le développement, 41, 42, 51, 532, 5331, 5421, 5413, 621
  Sur le taux de mortalité, 52, 53, 531, 533, 5331, 5332, 6221
  Voir aussi Exposition au rayonnement

Isotopes, Voir Chaque élément chimique, p.ex. Cobalt - Isotopes du

Lacs, 3427, 3451
  Zone lacustre expérimentale, 3451
  Voir aussi Bassins versants
Lixiviation, 22212, 343

Mammifères, 3425
  Dose d'irradiation interne, 4212
  Taux de mutation, 621
Manganèse, 323, 324, 33, 3425, 3451, 3452, 3525
Matériaux structuraux - Activités induites, 2225
Mesure du débit de dose, 41, 62
Métabolisme, 534
Métaux
  Dans l'eau, 33, 341, 3425, 3451, 3452
  Dans les sédiments, 324, 3425, 3451, 3452
  Déchets des centrales nuléaires, 2225
  Métaux lourds dans les résidus miniers, 22211
  Radionuclides primordiaux, 212
  Solubles vs. non solubles, 323
  Voir aussi Radionuclides; Sédiments; Transport des radionuclides
Molybdène-93, 3537
Mortalité, 52, 53, 531, 533, 5331, 5332, 622

Nappe phréatique, 31, 3421, 3422, 3425, 343

Océans, 31, 324, 33, 3236
  Radionuclides dans les, 2225, 2226, 2227, 3426, 351-35315, 36
  Voir aussi Radionuclides - Dans l'eau de mer; Radionuclides - Dans les sédiments; Transport des radionuclides
Oiseaux aquatiques, 4212
Organismes aquatiques
  Dosimétrie, 3425, 40, 41, 421, 43, 4312, 4323
    Dose absorbée, 43212, 43213
    Dose externe, 4311
    Dose interne, 4312
  Effets du rayonnement ionisant, 51, 5331, 54, 5412, 5413, 5422, 61, 611, 6221
    Crustacés, 43213, 52, 534, 5412, 5422
    Effets somatiques, 534
    Invertébrés, 4312, 51, 52, 5412, 5422, 62, 621
    Mollusques, 3425, 4312, 43213, 52, 5412
    Taux de mutation, 612, 621, 6222
  Voir aussi Poissons; Benthos; Plancton

Panaches, 322, 323, 3425
Partage, Voir Brassage - Composés solubles
Période, 221, 2225, 223, 352, 353, 3531-2, 3534-5, 3527-10, 35312-14
Phosphore, 211, 35212
Plancton, 324, 41, 43211, 43212, 43221, 43222
Plomb-210, 3527
  Apport, 341, 343
  Dans l'eau, 3451, 3452, 3527
  Dans les déchets, 2222, 232, 343
  Dans les sédiments, 321, 324, 341, 3426, 343, 3452, 3527, 36

## INDEX DES MATIÈRES


Plutonium, Isotopes du, 3533
  Absorption par les algues et les bactéries, 3452
  Dans l'eau de mer, 351, 3533, 36
  Dans les oeufs de poisson, 41, 5413
  Dans les retombées, 221, 3423, 3427
  Distribution, 3533
  Propriétés chimiques, 3452
  Temps de séjour, 324, 3451
Polonium, Isotopes du, 3526, 421
  Apport, 341
  Dans les engrais, 232
  Dans les résidus de préparation mécanique, 2222, 343
  Temps de séjour, 324
Potassium-40, 212, 2122, 341, 3529, 421
Processus anthropiques, Voir Sources des radionuclides - Processus anthropiques
Processus atmosphériques, 221, 322, 341
  Stratosphère, 31, 3427
  Troposphère, 211, 221, 31
Produits d'activation, 2225
Produits de fission, 221, 2225, 3531-35315, 62
Produits de l'eau, 31, 321, 324, 3427, 3523
Programmes de surveillance, 2225
Proctactinium-231, 3522

Radioactivité induite, 2225
Radionuclides primordiaux, Voir Sources de radionuclides - Primordiaux
Radionuclides insolubles, Voir Brassage - Composés solubles
Radionuclides solubles, Voir Brassage - Composés solubles
Radionuclides, Voir Chaque élément
  Bilans, 3424, 3425
  Mobilité, Voir Transport des radionuclides
  Présence
    Dans l'eau de mer, 2225-7, 3426, 351, 352, 3521, 3527, 3529, 35210, 35215, 3537, 35311, 35314
    Dans les eaux d'égout, 223, 344
    Dans l'eau de pluie, 341
    Dans les estuaires, Voir Estuaires
    Dans les organismes aquatiques, Voir Débit de dose; Organisme aquatiques
    Dans les roches, 212, 2121, 2122
    Dans les sédiments, 321, 342, 3422, 3426, 3427, 351, 3521, 35215-7, 3536, 3539, 35311, 35315, 41, 62
    En eaux douces, 212, 2121, 2222, 2223, 341, 342, 3421, 3424, 3425, 3426, 3427, 3521, 3536, 35313
  Sources, Voir Sources des radioisotopes
  Transport, Voir Transport des radioisotopes
Radiotraceurs, 3451, 3527, 35216, 3532, 35310, 36
Radium, Isotopes du, 2122, 22212, 222, 223, 232, 343, 3451, 3524
  Apport, 341
Radon-222, 22211, 22213, 222, 3525, 36
  Apport, 341
Rayonnement de fond, 421, 5411, 612
Rayons cosmiques, Voir Sources de radionuclides - Origine naturelle; Rayonnement de fond
Rejet dans l'océan, 2227
Rejets dans les fonds marins, 2227
Rejets de déchets, 2227
  Sites, 3425
Repeuplement, 61
Résidus miniers, Voir Sources des radionuclides - Cycle du combustible nucléaire - Extraction et préparation mécanique; Résidus
Retombées, 221, 31, 341, 342, 3422, 3423, 3424, 3426, 3427, 36, 41, 422
  Voir aussi Sources de radionuclides - Processus anthropiques - Retombées; Produits de fission
Rivières, Voir Bassins versants; Radionuclides - En eaux douces
Ruissellement 31, 33, 3424, 343, 3521

Salinité, 323, 533, 5332
Saltation, 321
Sédimentation, 323, 324, 33, 3523, 36
  Eaux interstitielles, 3521
  Physique vs. biologique, 324, 33
  Taux de, 33
Sédiments, 2121, 321, 322, 324, 33, 341, 342, 3421-2, 3424-6
  Datation, 3527, 35216
  Dopage, 3451
  Effets du débit de dose, 41, 42, 4323
  Intéractions avec l'eau, 3521
  Intéractions avec les métaux, 3452
  Radionuclides, Voir Radionuclides - Dans les sédiments
  Silicium-32, 211, 35213
Sodium, Isotopes du, 211, 35215
Soufre, 3425, 35211
Sources des radionuclides, 20, 22, 2222, 2225, 2226, 223, 232, 344, 351
  Intensification par la technologie, 231, 232, 344
  Origine naturelle, 21, 211, 31, 351, 352, 421
  Primordiaux, 21, 212, 2121, 351, 352, 421
  Processus anthropiques
    Cycle du combustible nucléaire, 22, 222, 343, 344, 351, 3536, 36
      Extraction et préparation mécanique, 22, 2221, 2222, 343
      Production d'électricité, 22, 222, 2225, 35211-2, 3539-10, 35313
      Raffinage et production, 2223, 35315
      Résidus, 22, 2221, 2225, 2226, 3421, 3422, 3425, 3535
    Rejets par les laboratoires, 223
    Rejets par les établissements médicaux, 233, 344, 3533, 3539, 35314
    Retombées des essais nucléaires, 22, 221, 31, 3421, 3422, 3427, 351, 3537, 3538, 35310, 35312, 36, 422, 61
    Retombées provenant de la désintégration de sattelite, 221
Stratification, 321
Strontium-90, 3531
  Dans les déchets de réacteurs nucléaires, 2225, 342, 351, 3531
  Dans les retombées, 221, 342, 3422, 3427, 351, 3531
  Effets sur les oeufs de poisson, 5413

## INDEX DES MATIÈRES


Strontium-90 (suite)
  Insectes, 5412
  Pêcheries - URSS, 41, 65
  Présence, 3422, 3424, 3425, 3427, 351, 3531
Suspensions, 321, 322, 323, 324, 33, 3424, 3452, 36

Téchnétium, 3452, 3539
Temps de séjour, 31, 322, 324, 33, 3424, 3427, 3451, 3521-3, 3525-7, 35213, 35216-7
Thorium, Isotopes du, 3523
  Présence
    Dans les résidus d'extraction et de préparation mécanique, 2222, 343
    Dans les résidus de raffinerie, 2223
    Dans la croûte terrestre, 212, 2112
  Répartition
    Dans l'eau, 3451, 3523
    Dans le sol, 232
    Dans les sédiments, 3523, 36
    Dans les systèmes estuariens, 36
Tourbières, 3421
Traitement des déchets, 2222, 2223
Transport des radionuclides, 212, 31, 32, 345
  Dans l'atmosphère, 322
  Dans l'eau douce, 2121, 321-4, 341, 3422, 3425, 3427
  Dans les estuaires, 321, 323, 36
  Dans les océans, 321, 322, 36
  Dans les sédiments, 323, 341, 3423, 3425
  Dans les sols, 3422, 3423, 3425, 3427
  Dans les solutions, 321, 323, 3423
  Facteurs influant sur les processus de transport
    Géographie, 341, 342, 3426, 3534
    Processus biologiques, 321, 324, 3425, 3427, 35310
    Processus chimiques, 212, 2121, 323, 33, 342, 3423, 3425, 3427, 343, 3451, 3452, 36
    Processus géologiques, 212, 322, 341, 3425
    Processus physiques, 212, 2121, 321, 322, 323, 3421, 3422, 3427
  Mobilité dans l'eau, 3452
  Sous forme particulaire, 321, 323, 3452, 36
Tritium, 3421, 35310
  Dans l'eau, 3421, 3425, 35, 351, 35310
  Effets sur les oeufs de poisson, 5413
  Etudes expérimentales sur des poissons, 5412
  Sources
    Déchets de réacteurs, 2225, 2227, 3421, 3425, 351
    Rayons cosmiques, 211
    Retombées, 221, 342, 3421, 351

Uranium, Isotopes de l', 351, 3521
  Apport, 33, 341
  Effets du rayonnement sur le biote, 5411
  Enrichissement, 3521
  Propriétés chimiques, 3452
  Répartition
    Dans l'eau de mer, 3521, 36
    Dans l'eau douce, 3427
    Dans le sol, 232
    Dans les sédiments, 3521
  Sources, 212, 2121, 2122
    Déchets de fabrication du combustible à réacteur, 2223, 2224

Uranium (suite)
  Extraction et préparation mécanique, 2221, 22213, 2222, 343, 5411

Végétation - Dose d'irradiation interne, 4212
Vent, 321, 322
  Érosion, Voir Érosion

Zinc-65, 3536, 5412
  Dans l'eau, 324, 3451, 3452
  Propriétés chimiques, 3451, 3452, 3536
  Temps de séjour, 33
Zones de brassage, 321, 323, 36

# PUBLICATIONS

of the
du

Environmental Secretariat
Secrétariat de l'environnement

NRCC Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality
CNRC-Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement

| NRCC No.<br>CNRC n° | |
|---|---|
| 12678 | Inventory of Pollution-Relevant Research in Canada. Interim Report, Vols. 1, 2. Etat de recherches sur la pollution au Canada. Rapport provisoire, Tomes 1, 2. 1972. 310 pp. $6.50. (Out of print - Edition épuisée) |
| 14108 | Inventory of Pollution-Relevant Research in Canada. Vols. 3, 4. Etat de recherches sur la pollution au Canada. Tomes 3, 4. 1975. 558 pp. $6.50. |
| 12226 | Environmental Fluoride (Special Report). 1971. 39 pp. |
| 12226 | Le fluor dans l'environnement. 1971. 41 pp. |
| 13079 | Detection and Inactivation of Enteroviruses in Water. 1973. 26 pp. $1.25. |
| 13080 | Problems and Selection of Topics for Compilation of Cause/Effect Data. 1973. 51 pp. $1.25. |
| 13236 | Détection et inactivation des entérovirus dans l'eau. 1973. 30 pp. $1.25. |
| 13339 | Problèmes et choix de thèmes en vue d'une compilation de données cause/effet. 1974. 45 pp. $1.25. |
| 13501 | The Effects of Pulp and Paper Wastes on Aquatic Life with Particular Attention to Fish and Bioassay Procedures for Assessment of Harmful Effects. 1973. 60 pp. $2.50. |
| 13502 | L'effet des déchets de pâtes et papier sur la vie aquatique. 1974. 75 pp. $2.50. |
| 13566 | A Criteria Digest on Radioactivity in the Environment. 1974. 53 pp. $1.50. |
| 13567 | Un résumé de critères sur la radioactivité dans l'environnement. 1974. 45 pp. $1.50. |
| 13682 | Lead in the Canadian Environment. 1973. 116 pp. $2.00. (Out of print - See NRCC 16736). |
| 13683 | Le plomb dans l'environnement canadien. 1973. 130 pp. $2.00. (Edition épuisée - voir CNRC 16737). |
| 13684 | Picloram: The Effects of Its Use as a Herbicide on Environmental Quality. 1974. 128 pp. $1.00. |
| 13685 | Piclorame: les effets de son utilisation comme herbicide sur l'état de l'environnement. 1974. 130 pp. $1.00. |
| 13686 | A Method of Monitoring Nationally for Possible Delayed Effects of Various Occupational Environments. 1974. 42 pp. $1.25. |
| 13687 | Une méthode de surveillance nationale des effets possibles, à long terme, du milieu professionnel sur la santé. 1974. 40 pp. $1.25. |
| 13688 | Environmental Cause/Effect Phenomena Relating to Technological Development in the Canadian Arctic. 1974. 125 pp. $2.00. |
| 13689 | Phénomènes environnementaux de cause à effet liés au progrès technique dans l'arctique. 1974. 128 pp. $2.00. |
| 13690 | The Application of the Phosphorus Loading Concept to Eutrophication Research. 1974. 42 pp. $1.25. |
| 13691 | Application du concept de la vitesse d'apport de phosphore par unité de surface à la recherche sur l'eutrophisation. 1974. 44 pp. $1.25. |

Available through prepaid purchase orders from

En vente, moyennant commandes prepayées, au Service des

Publications, NRCC/CNRC
Ottawa, Ontario K1A 0R6

NRCC No.
CNRC n°

14094 Chlordane: Its Effects on Canadian Ecosystems and Its Chemistry. 1974. 189 pp. $1.00.

14095 Chlordane: ses effets sur les ecosystèmes canadiens et sa chimie. 1975. 192 pp. $1.00.

14096 Photochemical Air Pollution: Formation, Transport and Effects. 1975. 224 pp. $2.50.

14097 La pollution photochimique de l'air: sa formation, son transport et ses effets. 1976. 203 pp. $2.50.

14098 Endosulfan: Its Effects on Environmental Quality. 1975. 100 pp. $1.25.

14099 Endosulfan: ses effets sur l'état de l'environnement. 1976. 98 pp. $1.25.

14100 Waterborne Dissolved Oxygen Requirements and Criteria With Particular Emphasis on the Canadian Environment. 1975. 111 pp. $2.00.

14101 Exigences et critères relatifs à l'oxygène dissous dans l'eau, et leurs particularités à l'environnement canadien. 1976. 111 pp. $2.00.

14102 Methoxychlor: Its Effects on Environmental Quality. 1975. 164 pp. $2.00.

14103 Méthoxychlore: ses effets sur l'état de l'environnement. 1976. 161 pp. $2.00.

14104 Fenitrothion: The Effects of Its Use on Environmental Quality and Its Chemistry. 1975. 162 pp. $2.00.

14105 Fénitrothion: effets de son utilisation sur l'état de l'environnement, et sa chimie. 1976. 164 pp. $2.00.

14106 Arboviruses and Human Health in Canada. 1975. 35 pp. $1.25.

14107 Arbovirus pathogènes au Canada. 1976. 40 pp. $1.25.

14109 Waste Heat in the Aquatic Environment. 1975. 40 pp. $1.00.

14110 Pollution thermique de l'environnement aquatique. 1976. 68 pp. $1.00.

15015 Sulphur and Its Inorganic Derivatives in the Canadian Environment. 1977. 426 pp. $5.00.

15016 Le soufre et ses dérivés minéraux dans l'environnement canadien. 1978. 441 pp. $5.00.

15017 Effects of Chromium in the Canadian Environment. 1976. 168 pp. $2.00.

15018 Les effets du chrome dans l'environnement canadien. 1977. 162 pp. $2.00.

15019 The Effects of Alkali Halides in the Canadian Environment. 1977. 171 pp. $2.00.

15020 Les effets des halogénures alcalins dans l'environnement canadien. 1977. 171 pp. $2.00.

15021 The Effects of Petroleum Refinery Liquid Wastes on Aquatic Life, with Special Emphasis on the Canadian Environment. 1976. 77 pp. $2.00.

15022 Les effets des déchets liquides du raffinage du pétrole sur la vie aquatique, particulièrement dans l'environnement canadien. 1977. 86 pp. $2.00.

15023 NTA (Nitrilotriacetic Acid) - An Ecological Appraisal. 1976. 46 pp. $1.25.

15024 NTA (acide nitrilotriacétique) - une analyse écologique. 1977. 48 pp. $1.25.

15383 Effects of Noise on Man. 1976. 87 pp. $2.50.

15384 Les effets du bruit sur l'homme. 1977. 92 pp. $2.50.

15385 *Bacillus thuringiensis*: Its Effects on Environmental Quality. 1976. 133 pp. $2.00.

15386 *Bacillus thuringiensis*: ses effets sur l'état de l'environnement. 1977. 127 pp. $2.00.

15387 Medicare Data: Its Use in Defining the Effects of the Environment on Health. 1977. 164 pp. $2.50.

15388 Les statistiques de l'assurance-maladie et leur rôle dans la définition de l'influence de l'environnement sur la santé. 1978. 166 pp. $2.50.

NRCC No.
CNRC n°

15389 Fenitrothion: The Long Term Effects of Its Use in Forest Ecosystems - Current Status. 1977. 18 pp. $1.00.

16074 Fénitrothion: effets à long terme de son utilisation dans les écosystèmes forestiers - situation actuelle. 1977. 20 pp. $1.00.

15391 Effects of Arsenic in the Canadian Environment. 1978. 363 pp. $2.00.

15392 Les effets de l'arsenic sur l'environnement canadien. 1979. 415 pp. $2.00.

16073 Proceedings of a Symposium on Fenitrothion: The Long-Term Effects of Its Use in Forest Ecosystems. Comptes rendus du symposium sur le fénitrothion: les effets à long terme de son utilisation dans les écosystèmes forestiers. 1977. 628 pp. $10.00.

16075 Phenoxy Herbicides: Their Effects on Environmental Quality with Accompanying Scientific Criteria for 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TCDD). 1978. 440 pp. $2.00.

16076 Herbicides phénoxy - analyse de leurs effets sur l'état de l'environnement accompagnée de critères scientifiques à l'égard de la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine (TCDD). 1979. 452 pp. $2.00.

16077 Polychlorinated Biphenyls: Biological Criteria for an Assessment of Their Effects on Environmental Quality. 1978. 172 pp. $2.00.

16078 Polychlorobiphényles: critères biologiques pour évaluer leurs effets sur l'état de l'environnement. 1979. 208 pp. $2.00.

16079 Ecotoxicology of Chlorpyrifos. 1978. 314 pp. $2.00.

16080 Ecotoxicologie du chlorpyrifos. 1979. 250 pp. $2.00.

16081 Environmental Fluoride 1977. 1978. 152 pp. $2.00.

16082 Le fluorure dans l'environnement, 1977. 1979. 175 pp. $2.00.

16446 Effects of Ultraviolet Radiation on Man. 1978. 90 pp. $2.00.

16447 Les effets du rayonnement ultraviolet sur l'homme. 1979. 91 pp. $2.00.

16448 The Biological Effects of Radio-frequency and Microwave Radiation. 1979. 244 pp. $5.00.

16449 Effets biologiques des radiofréquences et des micro-ondes. 1980. 244 pp. $5.00.

16450 The Aqueous Chlorination of Organic Compounds: Chemical Reactivity and Effects on Environmental Quality. 1979. 136 pp. $2.00.

16451 Chloration en milieu aqueux de composés organiques: réactivité chimique et effets sur l'état de l'environnement. 1979. 149 pp. $2.00.

16452 Effects of Asbestos in the Canadian Environment. 1979. 185 pp. $3.00.

16453 Les effets de l'amiante dans l'environnement au Canada. 1980. 202 pp. $3.00.

16454 Copper in the Aquatic Environment: Chemistry, Distribution, and Toxicology. 1979. 227 pp. $3.00.

16455 Le cuivre dans l'environnement aquatique: chimie, répartition et toxicologie. 1980. 249 pp. $3.00.

16736 Effects of Lead in the Environment - 1978. Quantitative Aspects. 1979. 779 pp. $10.00.

16737 Effets du plomb dans l'environnement - 1978. Aspects quantitatifs. 1980. 853 pp. $5.00.

16738 Report of a Special Conference on Hearing Threshold Levels of "Isolated" Human Populations. Comptes rendus du symposium spécial sur les niveaux d'audition des populations humaines "isolées". 1978. 104 pp. $3.00.

16739 Effects of Mercury in the Canadian Environment. 1979. 290 pp. $3.00.

16742 Effets du mercure dans l'environnement au Canada. 1980. 292 pp. $3.00.

NRCC No.
CNRC n°

16740 Carbofuran: Criteria for Interpreting the Effects of Its Use on Environmental Quality. 1979. 191 pp. $2.00.

16741 Carbofurane: critères pour interpréter les effets de son utilisation sur l'état de l'environnement. 1980. 184 pp. $2.00.

16743 Effects of Cadmium in the Canadian Environment. 1979. 148 pp. $3.00.

16744 Les effets du cadmium dans l'environnement canadien. 1979. 150 pp. $3.00.

16745 Effects of Lead in the Canadian Environment - 1978. Executive Report.
Effets du plomb dans l'environnement canadien - 1978. Rapport administratif.
1979. 24 pp. $1.00.

17581 Water Hardness, Human Health, and the Importance of Magnesium. 1979. 119 pp. $3.00.

17582 Dureté de l'eau, santé et importance du magnésium. 1980. 123 pp. $3.00.

17583 Phthalate Esters in the Aquatic Environment. 1980. 108 pp. $3.00.

17584 Esters phtaliques dans l'environnement aquatique. 1981. 110 pp. $3.00.

17585 Executive Reports: Effects of Chromium, Alkali Halides, Arsenic, Asbestos, Mercury, and Cadmium in the Canadian Environment. 80 pp.
Rapports Administratifs: effets du chrome, des halogénures alcalins, de l'arsenic, de l'amiante, du mercure, et du cadmium sur l'environnement canadien. 92 pp.
1980. $3.00.

17586 A Case Study of a Spill of Industrial Chemicals - Polychlorinated Biphenyls and Chlorinated Benzenes. 1980. $5.00.

17587 Effects of Yellow Phosphorus in the Canadian Environment. 1981. 110 pp. $3.00.

17588 Effets du phosphore blanc sur l'environnement canadien. 1981. 112 pp. $3.00.

17589 Zinc in the Aquatic Environment: Chemistry, Distribution, and Toxicology. 1981. 145 pp. $3.00.

17590 Le zinc dans l'environnement aquatique: chimie, répartition et toxicologie. 1981. 152 pp. $3.00.

18128 Intestinal Parasites of Man in the Canadian Environment. 1980. 69 pp. $2.00.

18129 Les parasites intestinaux de l'homme dans l'environnement canadien. 1980. 70 pp. $2.00.

18130 The Ecological Consequences of Dredging and Dredge Spoil Disposal in Canadian Waters.
1982. 142 pp. $5.00.

18131 Les conséquences écologiques du dragage et de l'élimination des résidus du dragage dans les eaux canadiennes. 1983. 150 pp. $5.00.

18132 Effects of Vanadium in the Canadian Environment. 1980. 94 pp. $2.00.

18133 Effets du vanadium dans l'environnement canadien. 1981. 92 pp. $2.00.

18134 Radioactivity in the Canadian Environment. 1980. 129 pp. $3.00.

18135 La radioactivité dans l'environnement canadien. 1981. 133 pp. $3.00.

18156 The Report of the *ad hoc* Panel Convened by the National Research Council of Canada to Review the Spill of Polychlorinated Biphenyls at the Federal Pioneer Ltd. Site in Regina, Saskatchewan. 30 January 1980. 15 pp.

18467 Hydrogen Sulfide in the Atmospheric Environment: Scientific Criteria for Assessing its Effects on Environmental Quality. 1981. 196 pp. $5.00.

18468 Sulfure d'hydrogène dans l'environnement atmospherique: critères scientifiques pour évaluer ses effets sur la qualité de l'environnement. 1982. 204 pp. $5.00.

NRCC No.
CNRC n°

18469 Ethylenethiourea: Criteria for the Assessment of its Effects on Man. 1980. 149 pp. $3.00.

18470 Ethylène-thiourée: critères pour évaluer ses effets sur l'homme. 1981. 187 pp. $3.00.

18471 Pesticide-Pollinator Interactions. 1981. 190 pp. $5.00.

18472 Interactions entre pesticides et pollinisateurs. 1981. 223 pp. $5.00.

18473 Effects of Aerosols on Atmospheric Processes. 1982. 208 pp. $8.00.

18474 Effets des aérosols sur les processus atmosphériques. 1983. 230 pp. $8.00.

18475 Acidification in the Canadian Aquatic Environment: Scientific Criteria for Assessing the Effects of Acidic Deposition on Aquatic Ecosystems. 1981. 369 pp. $10.00.

18476 Acidification dans l'environnement aquatique au Canada: critères scientifiques pour évaluer les effets du dépôt acide sur les écosystèmes aquatiques. 1982. 377 pp. $10.00.

18564 Effects of Inhaled Particles on Human Health: Influence of Particle Size and Shape. 1982. 177 pp. $8.00.

18565 Effets sur la santé des particules absorbées par voie respiratoire: influence de leur taille et de leur forme. 1983. 195 pp. $8.00

18566 Thermal Effects Upon Fishes. 1982. 200 pp. $8.00.

18567 Effets de la pollution thermique sur les poissons. 1983. 210 pp. $8.00.

18568 Effects of Nickel in the Canadian Environment. 1981. 352 pp. $4.00.

18569 Effets du nickel sur l'environnement canadien. 1982. 347 pp. $4.00.

18570 A Screen for the Relative Persistence of Lipophilic Organic Chemicals in Aquatic Ecosystems - An Analysis of the Role of a Simple Computer Model in Screening.
I. A Simple Computer Model as a Screen for Persistence.
II. An Introduction to Process Analyses and Their Use in Preliminary Screens of Chemical Persistence.
1981. 302 pp. $8.00.

18571 Contrôle de la persistance relative de produits organiques lipophiles dans les écosystèmes aquatiques - analyse du rôle d'une simple simulation par ordinateur. 1982. 335 pp. $8.00.

18572 Effects of Propoxur on Environmental Quality with Particular Reference to its Use for Control of Biting Flies. 1982. 238 pp. $8.00.

18573 Les effets du propoxur sur la qualité de l'environnement, notamment quant à son emploi dans la lutte contre les insectes piqueurs. 1982. 253 pp. $8.00.

18574 Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins: Criteria for Their Effects on Man and his Environment. 1981. 251 pp. $8.00.

18575 Polychlorodibenzo-p-dioxines: critères relatifs à leurs effets sur l'homme et son environnement. 1982. 276 pp. $8.00.

18576 Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins: Limitations to the Current Analytical Techniques. 1981. 184 pp. $8.00.

18577 Polychlorodibenzo-p-dioxines: limites des méthodes analytiques actuelles. 1982. 186 pp. $8.00.

18578 Chlorinated Phenols: Criteria for Environmental Quality. 1982. 191 pp. $8.00.

18579 Chlorophénols: critères pour évaluer leurs effets sur l'état de l'environnement. 1982. 217 pp. $8.00.

18976 Farm Animal Manures in the Canadian Environment. 1983. 139 pp. $8.00

18978 Workshop on the Combined Effects of Xenobiotics.
Atelier sur les effets combinés des xenobiotiques.
1982. 253 pp. $8.00.

18979 Aminocarb: The Effects of its Use on the Forest and the Human Environment. 1982. 253 pp. $8.00.

NRCC No.
CNRC n°

18980 Aminocarbe: effets de son utilisation sur la forêt et l'environnement. 1983. 271 pp. $8.00

18983 The Need for New Directions in Toxicological Funding.
Le besoin d'une nouvelle politique en ce qui concerne les subventions dans le domaine toxicologique.
1982. 11 pp. $2.00.

19244 Ultrasound: Characteristics and Biological Action. 1981. 284 pp. $8.00.

19245 Les ultrasons: caractéristiques et action biologique. 1982. 284 pp. $8.00.

19246 The Effects of Cyanides on Aquatic Organisms with Emphasis upon Freshwater Fishes. 1982.
139 pp. $5.00.

19247 Effets des cyanures sur les organismes aquatiques, notamment sur les poissons d'eau douce.
1983. 144 pp. $5.00.

19248 Biting Flies in Canada: Health Effects and Economic Consequences. 1982. 157 pp. $5.00.

19249 Insectes piqueurs au Canada: effets sur la santé et conséquences économiques. 1983. 169 pp.
$5.00.

19250 Radioactivity in the Canadian Aquatic Environment. 1983. 290 pp. $8.00

19252 Data Sheets on Selected Toxic Elements. 1982. 61 pp. $5.00.

19253 Fiches de données sur certains éléments toxiques. 1983. pp. $5.00

20640 Cold: Special Aspects in the Canadian North. 1983. 33 pp. $3.00.

20641 Aspects particuliers du froid dans le nord canadien. 1983. 33 pp. $3.00

20642 Proceedings of a Symposium on Monitoring and Assessment of Airborne Pollutants with Special Emphasis on Long-range Transport and Deposition of Acidic Materials and Workshop on Air and Precipitation Monitoring Networks.
Comptes rendus du symposium sur la surveillance et l'évaluation des polluants en suspension dans l'air et notamment sur le transport à grande distance et le dépôt de substances acides et Atelier sur les réseaux de surveillance de l'air et des précipitations.
1983. 502 pp. $8.00.

20643 Interactions of Selenium. 1983. 85 pp. $5.00

20645 Impact Assessments in Lotic Environments - Methoxychlor. 1983. 130 pp. $5.00

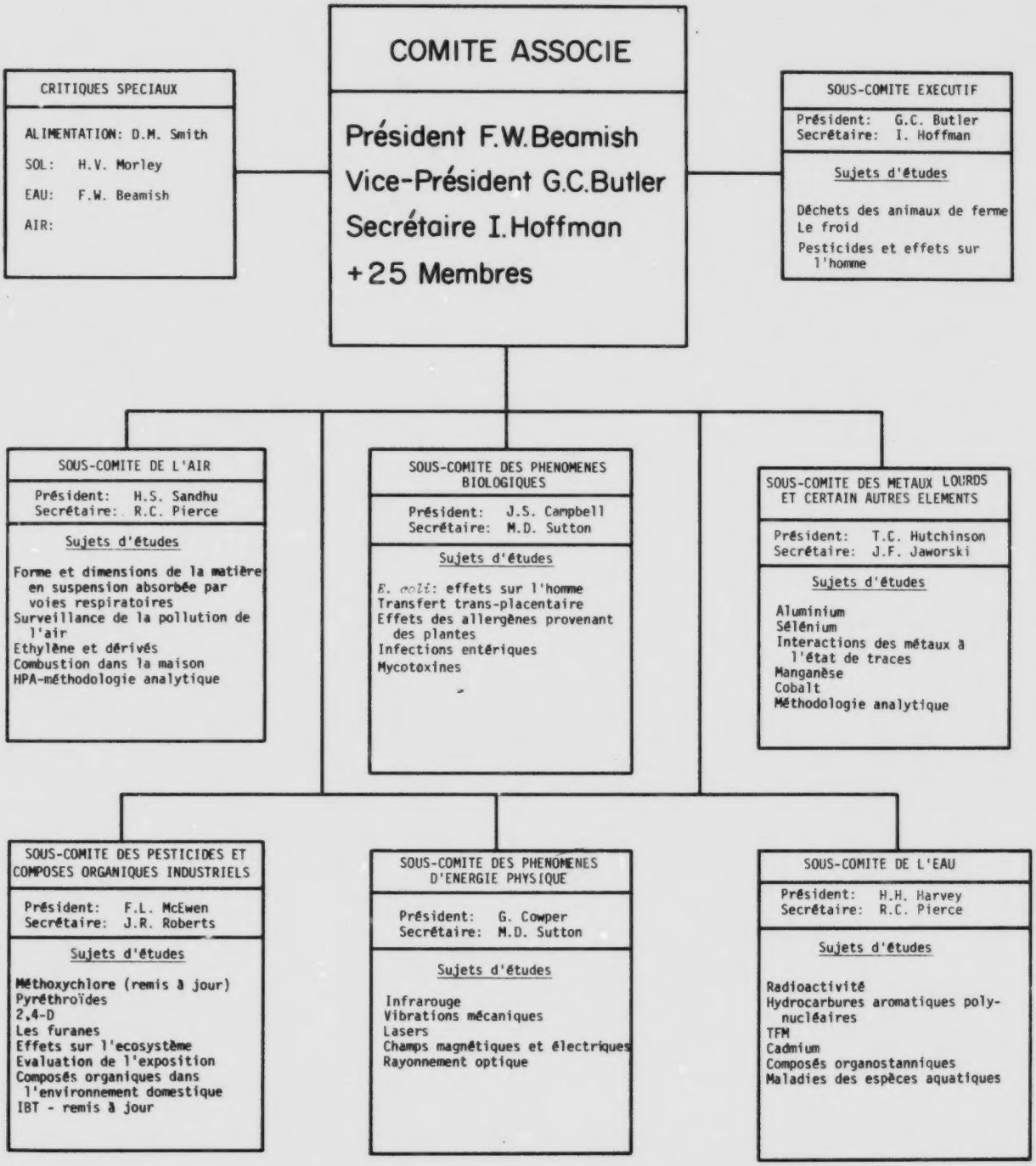
Available through prepaid purchase orders from

En vente, moyennant commandes prepayées, au Service des

Publications, NRCC/CNRC
Ottawa, Ontario K1A 0R6

## ORGANIGRAMME

COMITE ASSOCIE SUR LES CRITERES SCIENTIFIQUES CONCERNANT L'ETAT DE L'ENVIRONNEMENT



POOR

QUALITY

ORIGINAL